INDICADORES DE DESARROLLO SOSTENIBLE URBANO
J. MARCOS CASTRO BONAÑO

JUNTA DE ANDALUCIA

PREMIOS A TESIS DOCTORALES

INDICADORES DE DESARROLLO SOSTENIBLE URBANO

UNA APLICACIÓN PARA ANDALUCÍA

J. MARCOS CASTRO BONAÑO

JUNTA DE ANDALUCIA
Instituto de Estadística de Andalucía
CONSEJERÍA DE ECONOMÍA Y HACIENDA

J. Marcos Castro Bonaño

Indicadores de desarrollo sostenible urbano. Una aplicación para Andalucía

Instituto de Estadística de Andalucía
Pabellón de Nueva Zelanda
Avenida Leonardo da Vinci, s/n
Isla de la Cartuja
Teléfono: 955 03 38 00
Fax: 955 03 38 16 / 17
E-mail: difus.iea@juntadeandalucia.es
www.juntadeandalucia.es/institutodeestadistica

J. Marcos Castro Bonaño

Indicadores de desarrollo sostenible urbano. Una aplicación para Andalucía

Instituto de Estadística de Andalucía
CONSEJERÍA DE ECONOMÍA Y HACIENDA

Datos catalográficos
CASTRO BONAÑO, J. Marcos

Indicadores de desarrollo sostenible urbano. Una aplicación para Andalucía / J. Marcos Castro Bonaño. -- Sevilla : Instituto de Estadística de Andalucía, 2004
376 p. ; 27 cm. - (Premios a Tesis Doctorales)
D.L. SE. -2004. -- ISBN 84-96156-54-0
1. Ecosistema. 2. Planificación urbana. 3. Desarrollo económico y social. 4. Indicadores de desarrollo. 5. Gestión ambiental. 6. Metodología. I. Título. II. Instituto de Estadística de Andalucía, ed. III. Serie
DESARROLLO SOSTENIBLE

Los análisis y conclusiones expuestos han de atribuirse a la personal responsabilidad de su autor, y no reflejan necesariamente la opinión del Instituto de Estadística de Andalucía.

Año de Edición: 2004 Instituto de Estadística de Andalucía

© Instituto de Estadística de Andalucía
I.S.B.N.: 84-96156-54-0
Depósito Legal: SE- XXXX-XXXX
Tirada: 500 ejemplares

Imprenta
Tecnographic, S.L.

Impreso en Andalucía

Reproducción autorizada con indicación de la fuente bibliográfica, excepto para fines comerciales

Prólogo

Sabido es que la realización de la tesis doctoral es, sin duda, el paso más importante en la formación de un joven investigador. Si, además, éste pertenece a la plantilla de personal docente de una universidad pública, constituye un paso decisivo para abrir nuevas expectativas de consolidación profesional, a la vez que supone un reconocimiento académico, al integrarse como doctor en la más alta categoría académica. El profesor Castro adquirió esta categoría sin limitarse a cubrir el papel con un trabajo más, de los muchos que se presentan para su lectura y defensa ante un tribunal de tesis doctoral. Fue ambicioso en sus objetivos, innovador en un tema pujante y de indudable interés, a la par que riguroso en el tratamiento metodológico de los datos, generados a partir de una encuesta a cuyo diseño contribuyó personalmente.

No es de extrañar, pues, que, tanto el tribunal que juzgó su trabajo como los responsables del Instituto de Estadística de Andalucía, hayan visto en él valores suficientes como para distinguirlo con la máxima calificación, en un caso, y con el premio otorgado y la publicación consiguiente del trabajo, en el otro.

La problemática ambiental que plantea el crecimiento incontrolado en las sociedades desarrolladas y los problemas inducidos que dicho crecimiento genera en amplias zonas subdesarrolladas del planeta tierra, es, probablemente, el reto más importante que tendrá la humanidad a lo largo del siglo XXI. Pero, sin duda, la percepción más inmediata que los seres humanos tenemos de aquélla proviene del entorno más próximo: las ciudades que habitamos. A veces parece que nos acogen, y nos sentimos mecidos por ellas; otras, las más, las sufrimos más que disfrutamos. Y, casi siempre, esa sensación negativa tiene que ver con circunstancias y procesos relacionados con el medio ambiente. La contaminación acústica; los gases derivados de las combustiones de vehículos, calefacciones, fábricas cercanas...; el deterioro del paisaje urbano, provocado por un urbanismo especulador; la suciedad de las calles; el reciclado de las ingentes cantidades de residuos que se producen en las grandes ciudades; etc, etc.

Así, pues, la vigilancia y el cuidado del medio ambiente urbano, en todas sus facetas, es fundamental para disfrutar de una auténtica vida de calidad. Calidad de vida y medio ambiente urbano forman, en definitiva, un binomio indisoluble para una sociedad caracterizada por una visión cada vez más hedonista de la existencia. Al menos, esa es la sensación que se tiene, que tenemos, en los países más desarrollados. Sobre lo que no suele meditarse, sin embargo, es a costa de qué conseguimos esta parcela de felicidad, en sentido literal, de terreno acotado, y si esta situación es, no sólo cósmicamente equitativa, sino localmente sostenible.

La idea de sostenibilidad ha inundado en los últimos tiempos los ambientes académicos y ha transcendido al ámbito político y social, en general. El abuso del concepto y el intento de aplicación a toda clase de situaciones y espacios, ha prostituido,

probablemente, el abrazo solidario que su esencia ofrece a las generaciones futuras. Además, el uso indebido y generalizado que se hace contribuye, a veces, demasiadas veces, a enmascarar la visión de la cruda realidad que representa el principio de entropía (Georgescu-Roegen), para los deseos placenteros incontenibles del ser humano.

No es fácil conseguir una ciudad sostenible; es dudoso, incluso, que sea posible. Pero, en cualquier caso, la búsqueda de indicadores, para definir la situación presente y dirigir las actuaciones de cara al futuro, es una tarea apasionante y de gran interés para todos nosotros. El profesor Castro ha dado un paso importante con este trabajo que hoy tiene el lector en sus manos. Estoy seguro de que su lectura le resultará útil, tanto por el extenso, personal y atinado resumen que hace de la literatura relacionada con el tema, como por las aportaciones originales de ideas y métodos que hace a lo largo de la obra. Los resultados que se presentan para Andalucía son, también, de enorme valor para un mejor conocimiento de la situación medioambiental de las ciudades más importantes de nuestra tierra.

Para el profesor Castro han sido muchos años de trabajo duro, sinsabores y de alguna que otra alegría, casi siempre producida por la consecución de objetivos parciales. Espero que el esfuerzo que ha desarrollado y la alta valoración que ha merecido su trabajo por parte del Instituto de Estadística de Andalucía, sean las bases para que se pueda avanzar con paso firme en el camino que él emprendió hace ya algunos años.

Antonio Morillas Raya
Catedrático de Economía Aplicada

Presentación

La Ley 4/ 1989, de 12 de diciembre, de Estadística de la Comunidad Autónoma de Andalucía, atribuye al Instituto de Estadística de Andalucía, entre otras competencias, la de impulsar y fomentar la investigación estadística que contribuya a mejorar el conocimiento de la realidad social y económica de Andalucía, así como el perfeccionamiento profesional del personal estadístico. Todos los Planes Estadísticos aprobados en desarrollo de esta ley, incide en esta misma línea.

Por ello, el Instituto de Estadística de Andalucía en cumplimiento de estos mandatos legislativos, ha considerado fundamental para el desarrollo de la actividad estadística pública en Andalucía, promover e incentivar la participación y cooperación de las instituciones docentes y de investigación.

Con la convocatoria de Premios a las tesis doctorales leidas en Andalucía, (Orden de 23 de mayo de 2002, publicada en BOJA núm. 70, de 15 de junio de 2002), se intenta iniciar una nueva línea de colaboración, además de las ya existentes, entre el Instituto de Estadística de Andalucía y las Universidades Andaluzas, para fomentar el esfuerzo y la dedicación de los estudiantes de Andalucía en la disciplina Estadística, y de esta forma poder contar en un futuro inmediato con profesionales altamente cualificados en estadística pública.

Índice

Prólogo 7
Presentación 9
Introducción 19

Parte I. Ciudad, Desarrollo y Sostenibilidad 23
1. El Fenómeno Urbano y la Sostenibilidad 25
Introducción 25
1.1. Visión histórica de la huella ecológica de las ciudades 26
1.1.1. Las ciudades pre-industriales 27
1.1.2. Las ciudades industriales 28
1.1.3. Las ciudades globales 30
1.2. La ciudad como ecosistema 31
1.2.1. Enfoque ecosistémico y análisis estratégico 31
1.2.2. El ecosistema urbano 32
1.2.3. Características del ecosistema urbano 35
1.2.3.1. Población urbana 35
1.2.3.2. Crecimiento urbano y transformación del medio físico. El biotipo urbano 36
1.2.3.3. Interacción con el medio natural. Balance de energía y materias 37
1.2.3.4. Estructura asimétrica de los balances ecológicos 39
1.3. Rasgos de insostenibilidad urbana 39
1.3.1. Aspectos sociales y económicos 40
1.3.1.1 Elavada densidad poblacional 40
1.3.1.2. Bajos niveles de educación, formación e información sobre sostenibilidad 40
1.3.1.3. Bolsas de pobreza, desigualdad e insolidaridad social 41
1.3.1.4. Alineación y pérdida de cultura propia. Desarticulación social 41
1.3.1.5. Desempleo masivo 42
1.3.1.6. Desarrollo de economías sumergidas 42
1.3.1.7. Actividad económica poco diversificada 43
1.3.1.8. Sistemas de producción ecológicos y tecnología para la sostenibilidad 43
1.3.1.9. Pautas crecientes de consumo 44
1.3.2. Aspectos territoriales y urbanísticos 44

1.3.2.1. Urbanismo no ecológico . . . 44
1.3.2.2. Paisaje urbano . . . 46
1.3.2.3. Déficit de zonas verdes . . . 46
1.3.2.4. Calidad de vida y vivienda . . . 47
1.3.2.5. Transporte y congestión . . . 47
1.3.2.6. Descentralización funcional vs. degradación rural . . . 47
1.3.2.7. Posición relativa en el sistema de ciudades urbano . . . 48
1.3.3. Aspectos ambientales . . . 48
1.3.3.1 Desequilibrios en el ciclo del agua . . . 48
1.3.3.2. Desequilibrios en el ciclo de la energía . . . 49
1.3.3.3. Desequilibrios en el ciclo de materias . . . 50
1.3.3.4. Contaminación atmoférica . . . 51
1.3.3.5. Contaminación acústica . . . 52
1.3.3.6. Contaminación lumínica y electromagnética . . . 52
1.3.4. Tipología urbana y problemática ambiental en Andalucía . . . 52
1.4. Políticas hacia la sostenibilidad urbana . . . 56
1.4.1. Origen del nuevo paradigma ambiental de la sostenibilidad . . . 56
1.4.2. Las políticas en materia de desarrollo sostenible urbano . . . 58
1.4.2.1. Dimensión internacional . . . 58
1.4.2.2. Políticas desde la Unión Europea . . . 60
1.4.2.3. Política nacional y regional . . . 65
1.5. Conclusiones . . . 66

2. Concepto y Medida del Desarrollo Sostenible . . . 69
Introducción . . . 69
2.1. Conceptualización del desarrollo sostenible . . . 69
2.1.1. Bases conceptuales. . . . 69
2.1.1.1. Desarrollo Sostenible como término polisémico . . . 70
2.1.1.2. Barreras para el desarrollo sostenible. Definición de capital natural . . . 71
2.1.1.3. Eficiencia versus equidad . . . 73
2.1.1.4. Sostenibilidad débil y fuerte . . . 74
2.1.2. Interpretaciones economicistas de la sostenibilidad. Principales teorías y modelos . . . 76
2.1.2.1. La sostenibilidad del desarrollo en la economía clásica . . . 76
2.1.2.2. La sostenibilidad débil . . . 78
2.1.2.3. La sostenibilidad fuerte . . . 81
2.1.3. Interpretación urbana de la sostenibilidad . . . 88
2.1.3.1. Sostenibilidad débil urbana . . . 90
2.1.3.2. Perspectivas local y global. Sostenibilidad relativa y objetiva . . . 90
2.1.3.3. Sostenibilidad fuerte urbana . . . 91
2.1.3.4. Entropía y sostenibilidad urbana . . . 93
2.1.3.5. Capacidad de carga y huella ecológica urbana . . . 93
2.2. Cuantificación del desarrollo sostenible . . . 95
2.2.1. Enfoques en la medición del desarrollo sostenible . . . 96
2.2.1.1. Enfoque de las Funciones de Utilidad . . . 97
2.2.1.2. Enfoque Contable . . . 98
2.2.1.3. Enfoque de los Indicadores Sociales . . . 99
2.2.2. Valoración desde la sostenibilidad débil . . . 102
2.2.2.1. Indicadores de sostenibilidad débil . . . 102
2.2.2.2. Crítica a los indicadores de sostenibilidad débil . . . 105
2.2.3. Valoración desde la sostenibilidad fuerte . . . 108
2.2.3.1. Indicadores de sostenibilidad fuerte . . . 109

2.2.3.2. Crítica a los indicadores de sostenibilidad fuerte . . . 117
2.3. Conclusiones . . . 118

3. Indicadores de Desarrollo Sostenible Urbano . . . 121
Introducción . . . 121
3.1. Conceptos básicos sobre indicadores . . . 122
3.1.1. Consideraciones sobre sistemas de indicadores . . . 124
3.2. Indicadores medioambientales . . . 125
3.2.1. Sistema de indicadores medioambientales. Modelo PER . . . 126
3.3. Indicadores de desarrollo sostenible. Referencia al caso urbano . . . 131
3.3.1. Principales aproximaciones metodológicas . . . 131
3.3.1.1. Indicadores de sostenibilidad física . . . 132
3.3.1.2. Indicadores de sostenibilidad integral . . . 133
3.3.1.3. Índices de sostenibilidad . . . 134
3.3.1.4. Selección de indicadores y valores de referencia . . . 135
3.3.2. Algunas metodologías específicas . . . 137
3.3.2.1. Indicadores situacionales, vectoriales, orientativos y dinámicos . . . 137
3.3.2.2. Modelo AMOEBA y Mapas de Evaluación de la Sostenibilidad . . . 138
3.3.2.3. Modelo ABC. Indice de Sostenibilidad Europeo (ISE) . . . 138
3.3.2.4. Barómetro de la Sostenibilidad . . . 139
3.3.2.5. Modelo Bandera . . . 139
3.4. Ejemplos internacionales indicadores de desarrollo sostenible urbano . . . 140
3.4.1. Comisión de las Naciones Unidas y para los Asentamientos Humanos (UNCHS/HABITAT) . . . 141
3.4.2. Oficina de Estadística de la Comisión Europea (EUROSTAT) . . . 143
3.4.3. Indicadores Comunes Europeos (Comisión Europea) . . . 144
3.4.4. Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) . . . 146
3.4.5. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) . . . 150
3.4.6. Organización Mundial de la Salud (OMS) . . . 153
3.4.7. Indicadores de referencia de la Auditoría Urbana (Comisión Europea. DG. XVI) . . . 154
3.4.8. Indicadores de Seattle Sostenible (EE.UU.) . . . 156
3.4.9. Indicadores de Desarrollo Sostenible de Leicester (UK) . . . 157
3.4.10. Sistema de Indicadores de Desarrollo Sostenible Urbano en Andalucía (Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía) . . . 158
3.5. Conclusiones . . . 162

Parte II. Metodologías y Análisis Empírico . . . 165
4. Métodos de Análisis Aplicados . . . 167
Introducción . . . 167
4.1. Bases para la aplicación de métodos multivariantes en la elaboración de índices de desarrollo . . . 167
4.1.1. Hipótesis y requisitos generales para los indicadores sintéticos . . . 168
4.2. Análisis de Componentes Principales (ACP) . . . 170
4.2.1. Análisis Factorial y Análisis de Componentes Principales . . . 170
4.2.2. Aplicación del ACP para la elaboración de un indicador sintético . . . 171
4.2.2.1. Definición de la matriz de correlaciones . . . 171
4.2.2.2. Obtención de las componentes principales . . . 173
4.2.2.3. Selección del número de componentes . . . 173
4.2.2.4. Interpretación de los componentes . . . 173
4.2.2.5. Aplicación de los resultados del análisis . . . 174
4.3. Análisis de la Distancia P2 (ADP2) . . . 174
4.3.1. Medidas de Distancia . . . 174

4.3.2. Distancia P_2 . . . 176
4.4. Modelo de Agregación de Conjuntos Difusos (ACD) . . . 177
4.4.1. Problemas derivados de la información imperfecta . . . 177
4.4.2. Bases de la Teoría de los Conjuntos Difusos . . . 179
4.4.2.1. Conceptos básicos . . . 180
4.4.2.2. Operaciones entre conjuntos difusos . . . 183
4.4.2.3. Principio de Extensión . . . 186
4.4.2.4. Distancias entre conjuntos difusos . . . 186
4.4.2.5. Aclarado de conjuntos difusos . . . 187
4.4.2.6. Aplicaciones de la Teoría de Conjuntos Difusos a la Economía Ecológica y Regional . . . 188
4.4.3. Descripción del modelo difuso . . . 190
4.4.3.1. Selección de los indicadores de sostenibilidad y de los valores de referencia . . . 193
4.4.3.2. Definición de la variable lingüística. . . . 194
4.4.3.3. Definición de las funciones de pertenencia. Borroseado de la información . . . 195
4.4.3.4. Agregación. Selección de los operadores de agregación de las pertencias parciales . . . 198
4.5. Conclusiones . . . 199

5. Análisis Empírico . . . 201
Introducción . . . 201
5.1. Análisis del desarrollo sostenible urbano en Andalucía. Objetivos . . . 201
5.1.1. Concepto y estructura del modelo urbano . . . 202
5.1.2. Definición de indicadores teóricos . . . 207
5.2. Fuentes Estadísticas . . . 213
5.2.1. Subsistemas ambiental y urbanístico . . . 213
5.2.2. Subsistemas demográfico y económico . . . 219
5.2.3. Limitaciones derivadas de las fuentes estadísticas disponibles . . . 222
5.3. Análisis de Datos . . . 222
5.3.1. Sistema de indicadores seleccionados . . . 222
5.3.2. Medidas descriptivas . . . 228
5.3.3. Análisis de valores ausentes y atípicos. Supuestos de partida . . . 235
5.4. Análisis de Resultados . . . 240
5.4.1. Índice a partir del Análisis de Componentes Principales . . . 241
5.4.1.1. ACP por subsistemas . . . 242
5.4.1.2. ACP Global . . . 258
5.4.2. Índice a partir del Análisis de la DP_2 . . . 264
5.4.2.1. ADP_2 por subsistemas . . . 264
5.4.2.2. ADP_2 Global . . . 270
5.4.3. Índice a partir de la Agregación de Conjuntos Difusos . . . 273
5.4.3.1. ACD por subsistemas . . . 275
5.4.3.2. ACD Global . . . 280
5.5. Análisis Comparativo . . . 283
5.5.1. Comparativa de las ordenaciones resultantes . . . 283
5.5.2. Indicadores relevantes en las medidas del desarrollo sostenible analizadas . . . 286
5.5.3. Fiabilidad y Validación en la medida del desarrollo sostenible . . . 287
5.6. Conclusiones . . . 289

Conclusiones Finales . . . 291

Bibliografía . . . 295

Anexos . . . 337

Índice de Cuadros

Cuadro 1.1 Ecosistema urbano vs. ecosistema natural 45
Cuadro 3.1. Indicadores del Observatorio Global Urbano 142
Cuadro 3.2. Indicadores de desarrollo sostenible de EUROSTAT 144
Cuadro 3.3. Indicadores propuestos por la AEMA 147
Cuadro 3.4. Indicadores de la OCDE 151
Cuadro 3.5. Conjunto de Trabajo de Indicadores Centrales de la OCDE 152
Cuadro 3.6. Indicadores de la OMS 153
Cuadro 3.7. Indicadores de la Auditoría Urbana 155
Cuadro 3.8. Indicadores de Seattle sostenible 156
Cuadro 3.9. Indicadores de Leicester 158
Cuadro 3.10. Áreas estratégicas y ámbitos específicos 159
Cuadro 3.11. Indicadores propuestos para la CMA 161
Cuadro 5.1. Áreas estratégicas y ámbitos específicos de los subsistemas ambiental y urbanístico . . . 207
Cuadro 5.2. Áreas estratégicas y ámbitos específicos de los subsistemas demográfico y económico . . 208
Cuadro 5.3. Indicadores propuestos para el subsistema ambiental 209
Cuadro 5.4. Indicadores propuestos para el subsistema urbanístico 210
Cuadro 5.5. Indicadores propuestos para el subsistema demográfico 211
Cuadro 5.6. Indicadores propuestos para el subsistema económico 212
Cuadro 5.7. Calidad de la información estadística urbana en Europa 214
Cuadro 5.8. Disponibilidad de información municipal para los indicadores del subsistema ambiental . . 215
Cuadro 5.9. Disponibilidad de información municipal relevante para los indicadores del subsistema urbanístico 218
Cuadro 5.10. Disponibilidad de información municipal relevante para los indicadores del subsistema demográfico 219
Cuadro 5.11. Disponibilidad de información municipal relevante para los indicadores del subsistema económico 221
Cuadro 5.12. Municipios seleccionados en el análisis 223
Cuadro 5.13. Indicadores Ambientales 224
Cuadro 5.14. Indicadores Urbanísticos 225
Cuadro 5.15. Indicadores Demográficos 226

Cuadro 5.16. Indicadores Económicos . . . 227
Cuadro 5.17. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema ambiental . . . 228
Cuadro 5.18. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema urbanístico . . . 230
Cuadro 5.19. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema demográfico . . . 232
Cuadro 5.20. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema económico . . . 234
Cuadro 5.21. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema ambiental . . . 237
Cuadro 5.22. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema urbanístico . . . 237
Cuadro 5.23. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema demográfico . . . 238
Cuadro 5.24. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema económico . . . 238
Cuadro 5.25. Casos con valores perdidos . . . 239
Cuadro 5.26. Obtención de los componentes principales del subsistema ambiental . . . 242
Cuadro 5.27. Matriz de Componentes del ACP Ambiental . . . 244
Cuadro 5.28. Resultados ordenados del CPAmb . . . 245
Cuadro 5.29. Obtención de los componentes principales del subsistema urbanístico . . . 247
Cuadro 5.30. Matriz de Componentes del ACP Urbanístico . . . 248
Cuadro 5.31. Resultados ordenados del CPUrb . . . 249
Cuadro 5.32. Obtención de los componentes principales de las variables del subsistema demográfico . . . 250
Cuadro 5.33. Matriz de Componentes del ACP Demográfico . . . 252
Cuadro 5.34. Resultados ordenados del CPDemo . . . 253
Cuadro 5.35. Obtención de los componentes principales de las variables del subsistema económico . . . 254
Cuadro 5.36. Matriz de Componentes del ACP Económico . . . 256
Cuadro 5.37. Resultados ordenados del CPEcon . . . 257
Cuadro 5.38. Indicadores seleccionados para el ACP Global . . . 259
Cuadro 5.39. Obtención de los componentes principales de las variables del ACP Global . . . 260
Cuadro 5.40. Matriz de Componentes del ACP Global . . . 262
Cuadro 5.41. Resultados ordenados del CPGlobal . . . 263
Cuadro 5.42. Resultados ordenados del DP_2 Amb . . . 265
Cuadro 5.43. Resultados ordenados del DP_2Urb . . . 266
Cuadro 5.44. Resultados ordenados del DP_2Demo . . . 268
Cuadro 5.45. Resultados ordenados del DP_2Econ . . . 269
Cuadro 5.46. Indicadores seleccionados para el ADP_2Global . . . 271
Cuadro 5.47. Resultados ordenados del DP_2Global . . . 272
Cuadro 5.48. Resultados ordenados del CDAmb . . . 275
Cuadro 5.49. Resultados ordenados del CDUrb . . . 276
Cuadro 5.50. Resultados ordenados del CDDemo . . . 278
Cuadro 5.51. Resultados ordenados del CDEcon . . . 279
Cuadro 5.52. Indicadores seleccionados para el CDGlobal . . . 281
Cuadro 5.53. Resultados ordenados del CDGlobal . . . 282
Cuadro A3.1. Test KMO y prueba de Bartlett . . . 368
Cuadro A3.2. Matriz de componentes rotados para el subsistema ambiental . . . 369
Cuadro A3.3. Matriz de componentes rotados para el subsistema urbanístico . . . 371
Cuadro A3.4. Matriz de componentes rotados para el subsistema demográfico . . . 372
Cuadro A3.5. Matriz de componentes rotados para el subsistema económico . . . 373

Índice de Figuras

Figura 1.1. Ecosistema Urbano 33
Figura 1.2. Sistema de Ciudades de Andalucía 54
Figura 2.1. Principios y políticas de sostenibilidad 92
Figura 3.1. Proceso de elaboración de índices 123
Figura 3.2. Modelo Presión-Estado-Respuesta 128
Figura 3.3. Cadena Causa-Efecto de las interacciones economía-medio ambiente 129
Figura 3.4. Esquema FMPEIR adoptado por la AEMA 130
Figura 3.5. Modelo Bandera 139
Figura 4.1. Ejemplo de representación gráfica de un conjunto difuso 181
Figura 4.2. Modelo difuso para la agregación de indicadores de desarrollo sostenible 192
Figura 4.3. Comparación entre formas funcionales de pertenencia difusa 197
Figura 4.4. Función de pertenencia 197
Figura 5.1. Interacción entre actividad económica y medio natural 203
Figura 5.2. Relaciones básicas entre ecosistemas naturales y urbanos 204
Figura 5.3. La clasificación PER en el ámbito de la sostenibilidad urbana 205
Figura 5.4. Gráfico de Sedimentación para el ACP Ambiental 243
Figura 5.5. Gráfico de Sedimentación para el ACP Urbanístico 247
Figura 5.6. Gráfico de Sedimentación para el ACP Demográfico 251
Figura 5.7. Gráfico de Sedimentación para el ACP Económico 255
Figura 5.8. Gráfico de Sedimentación para el ACP Global 261
Figura 5.9. Variable lingüística "Sostenibilidad" 274
Figura 5.10. Comparativa de la posición de los municipios en los índices ambientales 284
Figura 5.11. Comparativa de la posición de los municipios en los índices urbanísticos 284
Figura 5.12. Comparativa de la posición de los municipios en los índices demográficos 285
Figura 5.13. Comparativa de la posición de los municipios en los míndices económicos 285
Figura 5.14. Comparativa de la posición de los municipios en los índices globales 286

Introducción

La medición del desarrollo, junto a la definición de los factores condicionantes del crecimiento, son dos de las cuestiones más fascinantes y fecundas que han centrado el interés de los científicos sociales en general y de los economistas en particular.

A pesar de esta larga tradición, es difícil no sentir cierta pesadumbre ante los resultados obtenidos a la hora de explicar e incorporar en los modelos económicos la aparición de señales de alerta que muestran las limitaciones físicas del planeta desde la escala global a la local. Estas externalidades de la actividad humana se materializan en el aceleramiento del cambio climático, el agotamiento de la capacidad de carga y de regeneración de los ecosistemas o su biodiversidad. Asimismo, fenómenos endémicos, como la pobreza, la deuda exterior y el subdesarrollo tecnológico e industrial de muchos países, siguen ampliando las diferencias entre los denominados primer y tercer mundo, retroalimentando, por otra parte, la degradación ambiental. Dentro de las regiones más desarrolladas, aparecen otro tipo de externalidades, como la deficiente calidad de vida, los altos niveles de paro y subempleo, las bolsas de pobreza, el hiperconsumo, etc.

Ante esta realidad, se renueva la preocupación por el medio natural, la biodiversidad y el equilibrio ecológico a nivel planetario, buscando formas de urbanización, producción, consumo, etc. que aseguren el mantenimiento del bienestar para las generaciones futuras. Se trata del *Paradigma de la Sostenibilidad* que promueve nuevas perspectivas de análisis dentro de las disciplinas sociales, integrándolas junto a la Ciencias de la Tierra en la llamada C*iencia de la Sostenibilidad.*

Las señales de alerta arriba referidas no son recogidas de forma eficiente por las medidas tradicionales de desarrollo, como el PIB, que consideran el crecimiento económico como el principal componente del desarrollo, e incluso del bienestar, sin referencia alguna a la calidad del modelo seguido en términos distributivos, ecológicos o intertemporales. Desde análisis relativos a la Economía Ecológica se denuncia que las medidas agregadas tienen importantes lagunas por cubrir, concediendo excesivo énfasis a los valores monetarios y al mercado como institución para asignar recursos, minusvalorando el capital ambiental y su amortización, junto a otras percepciones subjetivas relacionadas con el concepto integrador de la "calidad de vida".

Al descender a las escalas regional y local, los instrumentos para cuantificar el desarrollo se difuminan, optándose en la mayoría de los casos por medidas regionales en términos de agregados macroeconómicos (producción, valor añadido, empleo) o la participación local en los mismos, elecciones que dejan de lado muchas peculiaridades o connotaciones del desarrollo inherentes a cada territorio. Los análisis de tipo microeconómico que consideran medidas alternativas del desarrollo regional o local son escasos y muy heterogéneos. La falta de estadísticas suficientes y adecuadas, más allá de las variables demográficas

derivadas de censos y padrones, es la principal razón explicativa a este hecho.

Por otra parte, dejando por unos instantes de lado el problema de la medición del desarrollo, al albor del siglo XXI se asiste al auge del denominado *fenómeno urbano*, consistente en la proliferación de megaciudades y aglomeraciones urbanas en todo el mundo. Desde la perspectiva socioeconómica, las ciudades son los principales centros de actividad y decisión, concentrando crecientes cantidades de población. En el entorno urbano aparecen de forma más intensa manifestaciones de las señales de alerta asociadas a problemáticas de índole socioeconómica y psicológica como son el paro, la economía sumergida, la pobreza suburbana, la insolidaridad, la alienación y el estrés. En referencia a los aspectos ambientales, las ciudades y entornos industriales adquieren el rango de causas explicativas directas de la crisis ambiental global, al ser las principales fuentes emisoras de residuos y contaminación, demandando cantidades crecientes de recursos naturales y energéticos de áreas cada vez más lejanas.

El crucial papel que juegan las ciudades en la *Nueva Economía* acentúa la urgencia de resolver los problemas estructurales derivados de la herencia urbana en términos de diseño y gestión de las ciudades en todos los ámbitos. En base a esta necesidad y bajo el prisma de la sostenibilidad, resulta trascendental implementar una aproximación holística a la hora de analizar la *res civitas*, integrando conocimientos de disciplinas como la Ecología, la Economía, el Urbanismo, la Sociología o la Psicología. La conjunción del enfoque ecosistémico, junto a la teoría general de sistemas y el análisis estratégico, originan la visión de la ciudad como *ecosistema urbano.*

Al diseñar una política urbana que analice los niveles de bienestar y de crecimiento económico, junto a la calidad del entorno y la presión sobre los recursos naturales, es necesaria la implementación de un sistema de información orientado a la medida integral del *desarrollo urbano*. Para ello, retomando el discurso de la medición del desarrollo y conjugándolo con el análisis ecológico urbano, se han de considerar no sólo las tradicionales variables económicas y poblacionales, sino también aquellas otras referidas a los desequilibrios ambientales en el entorno y su reflejo en el sistema regional, nacional y global.

En la región andaluza se producen las primeras señales que apuntan a la aparición de crisis ecológicas urbanas en un futuro cercano, derivadas de la presión que sobre el medio ejercen las actividades humanas y el peso demográfico de las grandes aglomeraciones urbanas en proceso de maduración dentro del *sistema de ciudades* andaluz. Cada vez son más las urbes andaluzas que manifiestan tensiones ambientales y urbanísticas derivadas normalmente de un crecimiento demográfico no asimilado por su estructura física. En otros casos, la tipología urbana heredada en las ciudades históricas no se ha renovado convenientemente, o los crecimientos en la periferia se han producido sin considerar más cuestiones ambientales que las estéticas. El resultado es el mismo: la deficiente calidad de vida urbana, así como el deterioro del medio ambiente urbano y de su entorno.

Resulta estratégica la oportunidad de medir este proceso en sus estadios previos a la aparición de megalópolis o regiones metropolitanas, siendo más bien un territorio de ciudades pequeñas y medias con una problemática ambiental particularizada que la distingue de otros ámbitos peninsulares o europeos.

Se pueden definir cuatro características que apuntan al nivel local como referente para el establecimiento de una medida del grado de desarrollo sostenible: es la esfera de incidencia de la problemática ambiental más común; existe un vacío metodológico que deriva en la profusión de técnicas muy dispares; facilita la agregación posterior de este tipo de medidas para referirlas a las escalas supra-locales; y desde el punto de vista institucional resulta más operativo solucionar los problemas de gestión del desarrollo local precisamente desde ese nivel territorial.

El presente trabajo persigue tres objetivos básicos. En primer lugar, la consideración conceptual de ideas poco habituales en el análisis económico, como las derivadas del concepto de ecosistema, aplicadas al análisis urbano. La segunda finalidad radica en la revisión de la literatura más relevante en materia de conceptualización y cuantificación del *desarrollo sostenible*, con especial referencia al ámbito urbano, reconociéndose que la sostenibilidad local es un factor clave para la sostenibilidad global. Finalmente, el tercer objetivo se centra en el análisis de los indicadores de sostenibilidad como aproximación válida para la medición de la calidad del desarrollo urbano, concretando una propuesta de análisis aplicada a las ciudades más pobladas de Andalucía.

Para alcanzar estos objetivos, se parte del necesario enfoque multidisciplinar arriba comentado, integrando aspectos ecológicos, urbanísticos, económicos y estadísticos. El estudio se divide en dos

bloques diferenciados. El primero, de corte conceptual y preocupado por los antecedentes históricos y la revisión de la literatura en materia de sostenibilidad, medio urbano e indicadores, abarca los tres primeros capítulos.

El capítulo inicial se centra en las cuestiones referidas al ámbito y objeto de análisis: la esfera urbana y el desarrollo sostenible. Para ello, se hace referencia al fenómeno urbano desde un enfoque dual próximo a la Ecología y a la Economía Urbanas. Asimismo, se destacan los principales componentes en los que se apoya el concepto de sostenibilidad y se enumeran los contenidos de las principales políticas centradas en las ciudades desde una óptica internacional, europea y regional. La sostenibilidad urbana comienza a ser un objetivo de intervención pública a todos los niveles de administración, desde la comunitaria hasta la local.

En el segundo capítulo, sin pretender ser exhaustivos, se realiza una revisión de la amplia bibliografía disponible en materia de desarrollo sostenible, desde una posición más cercana a la ciencia económica. En el análisis conceptual, se constata la gran multiplicidad de criterios existente entre las diferentes posturas o enfoques, sobre todo a nivel urbano. El concepto de sostenibilidad, tal y como viene siendo utilizado, carece de una definición objetiva y cuantitativa, haciendo referencia más a ciertos criterios o principios generales de gestión. La calificación de ciudad sostenible, dado el alto grado de incertidumbre existente, así como la falta de objetividad en la definición, es distinta prácticamente para cada ámbito urbano. Por todo ello, cada ciudad ha de definir de forma más o menos explícita su manera de medir el progreso hacia la sostenibilidad o al menos la calidad ambiental del desarrollo.

Seguidamente, dentro de las posibles aproximaciones al objeto de análisis, se adopta el denominado *Enfoque de los Indicadores*, derivándose una serie de medidas específicas de las principales teorías y modelos expuestos con anterioridad. No obstante, se reconoce la dificultad intrínseca en la medida de conceptos abstractos y relativos como el bienestar o el desarrollo.

El capítulo tercero recoge las consideraciones metodológicas específicas relativas al uso de indicadores y su aplicación sistemática a la medida del desarrollo sostenible. Se aportan numerosos ejemplos, de entre los más destacables para la escala urbana.

Un segundo bloque de capítulos se dedica a la exposición teórica y práctica del diseño de indicadores sintéticos a partir de tres metodologías alternativas. El capítulo cuarto describe los tres métodos seleccionados. El *Análisis de Componentes Principales* es una técnica clásica para el uso de indicadores sociales, tradición que avala su utilidad a la hora de reducir el número de variables a considerar. El *Análisis de la Distancia* P_2 se configura como indicador de síntesis de la información no redundante recogida en un conjunto heterogéneo de indicadores, destacando, de entre sus aplicaciones, las referidas al análisis de la distribución de la renta. La última técnica consiste en la propuesta de un modelo, desarrollado a partir del enfoque lingüístico de la Teoría de los Conjuntos Difusos.

El quinto capítulo se refiere al análisis empírico, realizado en base a la definición previa de un sistema de indicadores de desarrollo sostenible urbano. En el apartado de revisión de fuentes estadísticas se describe la base de datos utilizada, proveniente en su mayoría del "Sistema de Información Multiterritorial de Andalucía" (Instituto de Estadística de Andalucía), así como de la "Encuesta sobre medio ambiente urbano" elaborada para las ciudades andaluzas de más de 30.000 habitantes (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía).

El resultado final es la obtención de índices o indicadores sintéticos del nivel de desarrollo, desde un enfoque próximo a la sostenibilidad débil y relativa, para los municipios seleccionados. A partir de estos índices se obtienen dos grupos de conclusiones: por una parte aquellas referidas a la caracterización del modelo urbano seguido en las ciudades andaluzas, en términos de la brecha de desarrollo existente entre las mismas; en segundo lugar, se puede establecer a modo de meta-análisis, una comparativa entre los distintos objetivos perseguidos y los resultados obtenidos para cada metodología.

Las conclusiones finales albergan algunas de las posibles respuestas a las preguntas iniciales acerca de la definición y medición de la sostenibilidad urbana, analizándose las propias limitaciones encontradas en este trabajo y proponiendo futuras líneas de investigación para tratar de responder al resto de cuestiones abiertas.

Parte I. Ciudad, Desarrollo y Sostenibilidad

1. El fenómeno Urbano y la Sostenibilidad

Introducción

Son muchas las señales de alerta que avisan de la necesidad de una reconsideración de la cuestión ambiental[1]. La actividad humana ya ha sobrepasado diversos umbrales en cuanto a utilización de recursos naturales y generación de contaminantes y residuos. Constanza *et al.* (1999) resumen en cinco las evidencias de haber llegado a los límites físicos: la excesiva apropiación humana de la biomasa; el aceleramiento del cambio climático; la expansión del agujero de ozono; la degradación de los suelos; y la pérdida de biodiversidad.

A nivel internacional existe un amplio consenso a la hora de identificar cuáles son estos signos de insostenibilidad (IUCN/UNEP/WWF, 1991):

a) El aumento demográfico y el consumo de recursos.

b) La pobreza, el acceso a los alimentos y al agua potable.

c) El agotamiento de los recursos y la pérdida de biodiversidad.

d) La contaminación ambiental.

e) La aceleración del cambio climático global.

f) La ampliación de la brecha de desarrollo entre el primer y tercer mundo y la deuda mundial.

Se puede afirmar que los entornos urbanos e industriales comparten cierto grado de responsabilidad en estos desequilibrios globales, dado que se configuran como los centros de decisión y consumo a escala mundial, así como los principales nodos emisores de residuos y contaminación.

En su relación con el medio natural, las ciudades modifican profundamente el entorno incluso no cercano (Douglas, 1983), transformando los ciclos biológicos y naturales con los consecuentes desequilibrios a medio y largo plazo, en muchos casos irreversibles. No se ha de olvidar que es en la periferia de las ciudades donde se instala la industria contaminante, la cual produce por regla general para el mercado urbano.

El denominado "fenómeno urbano" hace referencia a la explosión demográfica experimentada en los entornos urbanos a lo largo del siglo XX y que se resume en dos cifras: 233 millones y 3.000 millones, correspondientes a las proyecciones de población que reside en ciudades en 1900 y 2000, respectivamente (UNCHS, 1999a). Sin duda alguna, este hecho, conjugado con el papel que juega la ciudad en su relación con el medio natural, configura el centro del debate en torno a la sostenibilidad local. Dado que "el

1. Los informes anuales del WorldWatch Institute (Brown *et al.*, 2000) informan desde 1984 de los progresos hacia una sociedad sostenible, siendo un buen referente para evaluar la llamada *crisis global* (Reid, 1995). Los informes bianuales del World Resources Institute (WRI, 2000), de WWF (1998), del Programa de Medio Ambiente de Naciones Unidas (UNEP, 1997), del Banco Mundial (World Bank, 2000b) o de la OCDE (1999; 2001a), son otros ejemplos.

impacto de las ciudades sobre el medio ambiente domina de forma creciente el debate sobre sostenibilidad" (Alberdi y Susskind, 1996), para implementar una política eficaz hacia la sostenibilidad es necesario referirse a una política de desarrollo sostenible urbano.

En este primer capítulo se presentan, a modo de antecedentes, los principales conceptos sobre los que se articula el resto del trabajo. Los siguientes epígrafes están centrados pues en: la evolución ecológica de las ciudades, el ecosistema urbano, la identificación de los desequilibrios ecológicos en las ciudades, la evolución urbana en Andalucía y las iniciativas hacia la sostenibilidad local.

1.1. Visión histórica de la huella ecológica de las ciudades

Si para otras especies la lucha por la supervivencia caracteriza su existencia, la humana hace mucho que no tiene más competidora que ella misma. Desde una visión próxima a la Ecología Humana puede afirmarse que el hombre, superado el nivel de subsistencia, ha ido modificado el medio que le rodea de acuerdo a un parámetro básico: la mejora de la calidad de vida. La humana es la única especie que ha podido modificar a gran escala el medio circundante, configurando su propio ecosistema, el urbano.

La satisfacción de las necesidades humanas, unida a otras connotaciones relativas al control sobre el medio, la lucha por el poder y la búsqueda del conocimiento, han justificado los actuales niveles de desarrollo, así como el camino seguido para llegar a los mismos. La ciudad nace como resultado y símbolo de este proceso, en el que el hombre no sólo ocupa el territorio cercano, sino que extiende su huella, transformando su entorno para proveerse de los insumos necesarios para su expansión. Si bien usualmente se considera este fenómeno únicamente desde las perspectivas demográfica y urbanísticas, la urbanización también supone una transformación ecológica[2] (Rees y Wackernagel, 1996 y Vitousek *et al.*,1997).

Desde su origen como asentamiento organizado, la ciudad ha sido el foco difusor del desarrollo humano. Pero también, desde este mismo momento se produce una inflexión en la relación de equilibrio hombre-medio existente hasta entonces: Al pasar de una economía de recolección, nómada o de subsistencia, a otra de producción, más estable y próspera, se originan los primeros problemas dentro de la esfera del incipiente medio ambiente urbano.

A modo introductorio, resulta interesante el análisis de Boyden (1992; 1996) clasificando en cuatro etapas genéricas la historia de la existencia humana[3]. Estas fases son: primitiva, primeros agricultores, primeras ciudades y la fase industrial moderna.

El hombre preagrícola, por necesidades de subsistencia, ha de dispersarse en el paisaje. La caza y la recolección exigen tal vez un mínimo de cinco kilómetros cuadrados para producir el alimento de una persona. En estas condiciones, y sin el más sencillo de los sistemas de transporte, es tecnológicamente imposible que se formen grandes concentraciones humanas. La revolución agraria modifica esta tendencia. La escasez de los productos silvestres es suplida con una producción propia que permite crecimientos poblacionales sostenidos. Al poder producir más alimentos en una superficie menor, los pobladores comienzan a formar comunidades primitivas. Se deduce que el requisito previo para la urbanización será la "transformación del suelo" (Mumford, 1961:29) y el intercambio de los excedentes de alimentos producidos en la comunidad.

Varios milenios tienen que transcurrir para que la condición definitiva de la urbanización se lleve a cabo, es decir la liberación de parte de la población de las obligaciones de cultivar, alcanzándose lo que se conoce como proceso de civilización. Las primigenias ciudades comienzan aproximadamente en el 6.000-5.000 a.C., aunque hasta el 1.000 a.C. no se encuentran pruebas fehacientes del desarrollo de asentamientos complejos catalogables como ciudades, surgidos en las extensas llanuras aluviales entre el Tigris y el Eufrates.

Gracias a las relaciones comerciales entre las ciudades originales, las crecientes necesidades de consumo local son satisfechas con producción de

2. La tasa de extinción de especies inducida por el hombre se está acercando a la producida por las grandes catástrofes naturales de finales del Paleozoico y Mesozoico (Rees y Wackernagel, 1996).

3. Para análisis relativos a la evolución humana desde una perspectiva ecológica véanse Simmons (1989) o Ponting (1991), *inter alia*. Geddes (1915) y Mumford (1934; 1961) son referencias básicas desde la reflexión bio-tecnológica de la historia urbana, así como Weber (1967) o Pirenne (1972). En España destacan Chueca (1968), Naredo (1984; 1996c) y Fernández (1996).

otros lugares y viceversa. En las ciudades comerciales fenicias y las *polis* griegas, el crecimiento de la población del asentamiento se desliga de las limitaciones derivadas de la explotación de los recursos cercanos, lo cual permite un mayor crecimiento demográfico sostenido. Las necesidades primarias son cubiertas más eficientemente, permitiendo la especialización productiva y el desarrollo de otras actividades "más urbanas o civilizadas" (comercio, religión, ciencia, filosofía, etc.). La huella ecológica[4] de los asentamientos empieza a ser superior al ámbito de ocupación de los mismos, sin duda gracias a los avances tecnológicos aplicados al transporte.

1.1.1. Las ciudades pre-industriales

Roma no sólo acuña el concepto pleno de *urbe y civitas,* sino también el de los problemas derivados de la vida urbana (Mumford, 1961). Como señalan las crónicas de la época, el ruido y la densidad de habitantes[5] son ya un problema grave en los *vici* o barrios de las grandes ciudades imperiales, llamadas genéricamente *oppidum* desde la época de Julio Cesar (Wells, 1984), lo que obliga a "huir" a las villas rústicas para re-encontrar la tranquilidad y evitar el sofocante calor de la ciudad. La figura del *Censor* aparece como medida para vigilar las costumbres de los ciudadanos y contabilizar las personas y haciendas objeto de gravamen.

Las necesidades urbanas configuran una creciente huella ecológica que necesita de nuevas tierras para uso agrario, ingentes recursos humanos (aparece la burocracia) y costosas infraestructuras (acueductos, viaductos) que gestionen y posibiliten respectivamente la llegada de recursos a las ciudades. El caso más evidente es la mayor ciudad del Imperio, Roma, que llega a tener cerca de un millón de habitantes en su época de máximo esplendor, población urbana no sostenible ya para la tecnología de la época. No cabe duda de que la crisis urbana de Roma fue causa y efecto de la caída del Imperio Romano, marcando el desarrollo futuro de las ciudades-Estado a partir de entonces.

En España no florecen las ciudades, en el sentido moderno de la palabra, prácticamente hasta la llegada de la civilización romana. Sin despreciar este legado, el paisaje actual de las ciudades españolas tiene una presencia muy importante de la época musulmana y medieval (Estébanez, 1989). Asentamientos muy dependientes de los cultivos y del campo periférico, nacen sobre la base de un mercado, como la mayoría de los casos, ante una razón mercantil (*medina* árabe), militar o de protección (mercado medieval). Como señala Chueca (1968), las ciudades musulmanas no han recibido mucha atención por parte de los historiadores del urbanismo, sin embargo, su análisis es básico para entender la morfología de muchas ciudades españolas con una importante herencia morisca, crucial en Andalucía. La ciudad musulmana medieval supone, según este autor, la negación del entorno campesino, con una maraña de calles estrechas, multitud de ellas sin salida *(adarves)*, donde se cultiva la interioridad con viviendas realizadas desde "dentro hacia fuera", ofreciendo espacios muy heterogéneos y superpuestos.

Para Pirenne (1972), la formación de concentraciones urbanas en el medievo es resultado del desarrollo de las actividades comerciales e industriales de la incipiente clase urbana, la burguesía. Este hecho conmociona la organización económica del campo, cultivándose cada vez en mayor medida las tierras antes declaradas baldías o forestales. El hecho destacable de la época medieval es el florecimiento de nuevas ciudades en torno a los campos que los señoríos y monasterios destinaban a roturar con una finalidad ya no de subsistencia o tributo, sino comercial. La atracción de mano de obra agraria, unida a la actividad manufacturera, suponen la concentración de población en torno a las ciudades y *burgos* fortificados, generando auténticas crisis ecológicas derivadas de la saturación de la capacidad de acogida urbana.

Las crisis ambientales urbanas del medievo son debidas principalmente a las malas condiciones higiénicas y sanitarias, así como a la defectuosa conservación de los alimentos. En esta época, los frenos naturales de la población (Malthus, 1798), las guerras, epidemias y plagas, someten a grandes altibajos los crecimientos demográficos urbanos. La peste bubónica que azota a Europa durante varios años puede considerarse un problema eminentemente

4. El concepto de "huella ecológica" es formulado inicialmente por Rees (1992), refiriéndose al ámbito de incidencia ecológica de un asentamiento en términos de la cantidad de tierra productiva que necesita para su consumo y la asimilación de los residuos generados.

5. En la ciudad existen viviendas pluri-familiares agrupadas en plantas superpuestas llamadas *insulae* con graves problemas de insalubridad, que contrastan con las tradicionales *domus* unifamiliares de una planta (Bettini, 1996).

de salud pública urbana. No obstante, en términos agregados todavía no se puede considerar que la actividad humana condicione el equilibrio del ecosistema global. Se trata de situaciones de insostenibilidad local derivadas de factores distintos a los energéticos o ambientales.

No obstante, son muchos los episodios en la historia de las ciudades calificables de sostenibles en términos de salud pública (Naredo, 1996c), en base normalmente a diseños urbanos bastante meritorios: desde las grandes obras hidráulicas romanas, que permiten el abastecimiento de agua de las grandes explotaciones agrarias y las ciudades, hasta la cultura medieval árabe, la cual ha dejado numerosos ejemplos en Andalucía, consiguiendo compatibilizar altas densidades de población con calidades higiénicas más que aceptables[6].

El descubrimiento de América supone un claro aumento de la huella ecológica de las ciudades europeas. El transvase de recursos desde el continente americano es muy importante en los siglos XVI y XVII. El XVIII viene marcado por un interés en reformar las ciudades haciéndolas más bellas e higiénicas, profundizándose en un modelo de crecimiento urbano, donde las mejoras científicas y tecnológicas se trasladan con rapidez a la calidad de vida urbana (alcantarillado, agua potable, etc.) y el transporte. Los efectos de la Guerra de la Independencia se manifiestan en muchas ciudades españolas (Zaragoza, Burgos, etc.), los terratenientes residen en las ciudades y la incipiente clase urbana por excelencia, la burguesía, modela el "estilo de vida urbano" en base a una identidad cultural y social propias, a partir del desarrollo de actividades comerciales principalmente. En Europa, las grandes ciudades sufren importantes problemas de saturación y congestión del tráfico (París resulta un caso emblemático) y las reformas urbanas empiezan ha ser llevadas a cabo en las grandes ciudades (como es el caso de Madrid).

No obstante, los desequilibrios en la relación hombre-medio no son tan desproporcionados en las ciudades europeas como a partir del siglo XIX. Para Boyden (1996), la transición desde las primigenias ciudades a la fase industrial o tecnológica moderna empieza con la revolución industrial, todavía en curso en muchas partes del mundo[7].

1.1.2. Las ciudades industriales

El desequilibrio entre el volumen de población y la capacidad productiva pre-industrial provoca grandes problemas de escasez y subidas de precios en los productos básicos, fenómeno claramente descrito por Adam Smith (1776). La revolución industrial es la respuesta de la tecnología a las nuevas necesidades de producción y uso de recursos naturales. En Inglaterra comienza dicha revolución sustituyendo el consumo de árboles por el de ingentes cantidades de carbón. Las minas y fábricas necesitan un elevado volumen de mano de obra, así como transformaciones en el medio natural de gran impacto (construcción de minas, bombeo de agua, transporte, etc.). El uso de la máquina de vapor permite aumentar la productividad a niveles inéditos hasta entonces.

En términos agregados, los consumos de energía y materiales producidos en este proceso industrial pueden ser calificados como no sostenibles sin ningún género de dudas. En base a las teorías de Georgescu-Roegen (1971), la revolución industrial supone pasar de la dependencia de la energía proveniente del Sol (infinita, pero de flujo limitado) a la energía almacenada en la tierra (finita, pero de flujo regulable). El auténtico cambio en los fundamentos del modelo de desarrollo económico proviene de esta sustitución de las energías naturales a favor de energías fósiles y fisico-químicas (Passet, 1996).

Los efectos sobre el planeta derivados de esta etapa, con apenas seis u ocho generaciones, son enormes, traduciéndose en un masivo incremento en la intensidad del uso de recursos y energía, así como en el incremento en la producción de residuos ante un rápido incremento de la población. Se produce la "ruptura del espacio" (Passet, 1996:61) ante el crecimiento del fenómeno urbano, donde "considerables aglomeraciones de individuos vierten toneladas de desechos sobre espacios reducidos, con tasas de concentración de residuos que superan las posibilidades de absorción de los agentes biológicos, comprometiendo así el funcionamiento de los mecanismos de los que depende la constancia del medio y la reproducción de las especies animales y vegetales que lo pueblan".

La revolución industrial supone también una revolución urbana, produciéndose el primer éxodo masivo

6. Impulsora del saneamiento urbano en sentido moderno, muchos tramos de alcantarillado están en uso hoy en día.

7. Chueca (1968) destaca que el retraso industrial en España ofrece la ventaja de no haber conocido la típica ciudad de la fase "paleotécnica" descrita por Mumford (1934) compuesta por la factoría y el slum donde se hacinan los trabajadores.

del mundo rural. En el interior de las ciudades se establecen telares, fábricas y talleres de manufacturas, centralizando las oportunidades de empleo y atrayendo ingentes cantidades de población. Las grandes emisiones a la atmósfera, derivadas de la combustión del carbón, antes sólo usado para calefacción, oscurecen los cielos de las ciudades, que se vuelven insalubres y superpobladas. Por otra parte, las diferencias entre las clases sociales también se plasman en el diseño urbano. Los obreros comparten la ciudad con la burguesía, pero hacinados en viviendas en torno a las fábricas, en arrabales industriales que darían lugar más tarde a los llamados *barrios colmena* o dormitorio. Para solucionar estas carencias, se plantean modelos urbanísticos alternativos, como el propuesto por Mumford *(Ciudad Industrial)*, o las ciudades utópicas de Owen *(Harmony)* y Fourier *(Falansterio)*.

En España, a lo largo del XIX se experimenta un creciente grado de urbanización, sobre todo a partir de la segunda mitad de siglo (en 1856, se estima que un 24,6% de la población habita en núcleos de más de 2.000 habitantes). La burguesía plantea las necesidades de profundas reformas urbanas (ensanches y redefiniciones del modelo urbano), de los que el Plano de Ensanche de Barcelona (1859) es un meritorio ejemplo. Como señala Estébanez (1989), los planes de infraestructura (viarios, carreteras y ferrocarril), así como el saneamiento y la apertura de espacios verdes, suponen las prioridades para la burguesía en el llamado *higienismo.* El concepto de *alienación* social y urbana se fragua en la sociedad industrial de la época.

En el primer tercio del siglo XX, las ciudades españolas experimentan los crecimientos poblacionales más importantes de su historia, debido a un creciente éxodo rural[8]. Esta realidad origina un grave problema de vivienda y acentúa las malas condiciones sanitarias en los desarrollos urbanísticos. En las inmediaciones a la ciudad industrial se producen, con gran celeridad y falta de planificación, una serie de transformaciones que condicionan el desarrollo futuro. El borde urbano es la zona de la ciudad más problemática desde el punto de vista ambiental.

Desde mediados del siglo XX las ciudades absorben los primeros emplazamientos industriales, quedando asfixiadas y produciéndose problemas de relocalización en las mismas. Las industrias, buscando las economías de localización, saltan a la periferia de la ciudad, que acaba finalmente por reabsorberlas dado su rápido crecimiento. Por otra parte, los llamados núcleos-satélite crecen gracias a la cercanía a la ciudad central o a los nodos de transporte, aumentando sus flujos de intercambio. Las grandes industrias contaminantes se localizan ahora al amparo de la economía global en los países menos desarrollados, no sólo económicamente (con mano de obra más barata), sino también en materia de legislación y protección del medio ambiente, por otra parte prácticamente indemne hasta entonces. La huella ecológica urbana salta a otros continentes para el abastecimiento de energía y materias primas.

Las grandes superficies y los polígonos industriales de calidad se sitúan en la periferia no necesariamente cercana. Las ciudades se extienden en el territorio en forma de red jerarquizada, donde existen distintas posibilidades de localización empresarial. Dentro de la vertebración del territorio, las ciudades juegan un papel determinante, sobre todo los grandes espacios metropolitanos, adoptando ciertamente una funcionalidad[9] que condiciona la intensidad de las interrelaciones con otros ámbitos, configurándose los llamados Sistemas de Ciudades[10].

El territorio es cruzado por vías de transporte masivo que acortan las distancias temporales de forma considerable. La cercanía a los nodos y a las infraestructuras de comunicaciones eficientes resultan vitales para la competitividad económica. El sector industrial, gracias a las nuevas formas de gestión basadas en la subcontratación y filiación de la producción, así como la terciarización, hacen necesarias menores cantidades de suelo, pero transformados y de mayor calidad (suelo industrial con cableado de fibra de vidrio, etc.), así como una mayor cualificación de los empleados.

Resulta coherente añadir una nueva etapa a la evolución ecológica urbana descrita por Boyden: la *ciudad global,* en referencia a su ámbito de influencia, o *ciudad difusa,* en sentido físico al desdibujarse su contorno urbano.

8. El fenómeno de la emigración hacia la ciudad desde los núcleos rurales vecinales, e incluso hacia países extranjeros, ha sido muy importante en el caso español, generando una serie de profundos efectos sobre el mundo rural y urbano.

9. Entendiendo la funcionalidad en una doble interpretación: territorial (en el sistema de ciudades: ciudad central, ciudad periférica, ciudad dormitorio, etc.) y económica (ciudad financiera, comercial, industrial, de servicios, turística, etc.).

10. El Sistema de Ciudades se compone de una malla de núcleos urbanos que mantienen unas relaciones de índole funcional compleja. El Sistema puede ser monocéntrico o policéntrico, en función al grado de madurez del mismo.

1.1.3. Las ciudades globales

La evolución de las ciudades siempre ha venido marcada por el transporte y la tecnología. En los albores del siglo XXI, el desarrollo de las tecnologías de telecomunicación y la transformación del sector terciario (hacia las industrias de la información principalmente), favorecen la dispersión de las actividades económicas en el territorio y la integración de las economías multinacionales. Esta dinámica de mundialización o globalización de las relaciones económicas es la consolidación de la llamada "Aldea Global", como señaló el sociólogo Mc Luhan en los sesenta, previendo la disolución de las ciudades como unidad formal tal y como son entendidas habitualmente[11].

Las *ciudades globales* (Sassen, 1991) superan la concepción tradicional de las metrópolis (Jones, 1990), adoptando un papel de creciente importancia como auténticos centros directores de la economía regional, nacional y, en algunos casos, mundial. Desde el punto de vista espacial, las ciudades se extienden en el territorio y trascienden a su dimensión física, configurando lo que se denominan *ciudades difusas* (Rueda, 1996a). Desde la perspectiva tecnológica y relacional, estas ciudades conforman un área de incidencia[12] o *hinterland* que llega a sobrepasar las fronteras nacionales en muchos casos. En los países desarrollados, las nuevas tecnologías de telecomunicación y la existencia de importantes infraestructuras para la producción y el transporte, permiten modificar las pautas de localización, favoreciendo el nacimiento de nuevas centralidades en la periferia de los principales núcleos urbanos. Se configura así un *sistema dinámico de ciudades* (Hall, 1988; Knox y Taylor, 1995), en función de las ventajas comparativas que ofrecen en términos de factores como: localización y especialización productiva, generación de riqueza y empleo; y calidad de vida.

Esta revolución hace posible la definición de un nuevo modelo teórico de ciudad-utopía en el que las distancias físicas son finalmente irrelevantes para una serie de actividades, prácticamente englobadas en el sector servicios. Asumido el coste tecnológico (por ellas mismas y/o por la colectividad), estas empresas experimentan una notable expansión, apareciendo nuevas actividades desconocidas hasta ahora, a raíz del desarrollo de las tecnologías de la información. *La ciudad informacional* (Castells, 1989) es "la nueva forma urbana de los nudos dominantes de la nueva estructura espacial", donde se manifiesta su capacidad de centralizar y controlar la red de flujos de información en que se basa el poder de las corporaciones internacionales (Castells y Hall, 1994).

En términos sociales, estas nuevas macrociudades se caracterizan no por la estratificación social tradicional, sino por una dualidad manifestada en el espacio urbano. Las *ciudades duales* (Castells, 1991) son la plasmación social de estas transformaciones tecnológicas y económicas que dan lugar a las ciudades globales e informacionales. La dualidad se presenta en forma de dos sistemas, internamente estratificados, donde uno de ellos, relacionado con el polo dinámico de crecimiento y generación de renta, se diferencia radicalmente del otro, que concentra la mano de obra degradada en espacios e instituciones que no ofrecen posibilidades de movilidad ascendente en la escala social y que inducen a la formación de subculturas de supervivencia y abandono.

En términos ecológicos, la facilidad actual mostrada en la movilización de los recursos hace que las huellas ecológicas tengan carácter global, justificándose la idea apuntada en la Introducción de que el desarrollo urbano se constituye en causa principal de gran parte de los problemas ecológicos mundiales. Al apuntar estas tendencias, se observa que la ciudad se desliga de las limitaciones físicas, manteniéndose no obstante las barreras tecnológica y sobre todo ambiental, las cuales siempre han actuado como restricciones a largo plazo para la sostenibilidad del hecho urbano.

Desde el punto de vista urbanístico, en el caso de las ciudades españolas, se asiste a un proceso de "metropolización" necesario para crear la masa crítica previa a la globalización de las *regiones metropolitanas* en gestación. Si bien este proceso no es tan estructurado como en el caso de las ciudades norteamericanas, sí plantea importantes repercusiones ecológicas (Castells, 1990; Naredo 1991; Fernández, 1993; 1996).

---

11. En Amin y Graham (1997) se recoge una revisión de los principales efectos de la globalización sobre el concepto de ciudad.
12. Definido por las relaciones funcionales y flujos informacionales (Castells, 1989) que superan unos umbrales mínimos.

1.2. La ciudad como ecosistema

1.2.1. Enfoque ecosistémico y análisis estratégico

La aproximación a la problemática urbana, caracterizada por su multidimensionalidad, se ha de realizar desde la conjunción de distintos enfoques científicos para el análisis de la dinámica física y relacional de las ciudades. En este sentido, desde la Cumbre de la Tierra (UNCED, 1992) se asume la necesidad de un enfoque holístico e integrador en el análisis de los sistemas urbanos, con idea de recoger y ponderar las dimensiones no sólo socioeconómica o territorial, sino también la ambiental a la hora de la toma de decisiones. Hasta hace relativamente poco tiempo, el interés de las administraciones e instituciones locales se ha centrado básicamente en los aspectos relativos a la dimensión dotacional de la calidad de vida urbana (más y mejores equipamientos), donde el medio ambiente era tratado muchas veces desde una perspectiva paisajística o meramente estética. Hoy en día es difícil negar el hecho de que el equilibrio ecológico en la relación ciudad-medio es la condición necesaria para sostener la calidad de vida, conformando un nuevo concepto, el de *eco-ciudad*[13] (Roseland, 1997).

Dada la complejidad del ámbito urbano, la aplicación del análisis estratégico ha permitido la identificación de interrelaciones básicas entre los problemas ambientales y socioeconómicos. Ante una situación de recursos financieros y temporales limitados, es necesaria una acción efectiva, rápida y concreta. Con esta finalidad se aplican los conceptos de planificación y gestión estratégica, propios de círculos empresariales y de reciente aplicación al ámbito urbano. El análisis estratégico no pretende conocer toda la realidad, sino tan sólo modelizar los aspectos fundamentales que relacionan a los distintos componentes del sistema, en este caso, la relación hombre-asentamiento-medio ambiente.

Otro elemento metodológico catalizador de estos cambios es la adopción del enfoque ecosistémico. Su utilidad es inmediata, en palabras de Constanza (1991:333): "los sistemas ecológicos son nuestro mejor modelo de sistemas sostenibles". El enfoque ecosistémico urbano deriva de la aplicación de los principios de la Ecología[14] a los sistemas sociales y económicos, así como su interrelación con el ambiental. Como señala Bocking (1994:12), la adopción de la idea de ecosistema supone que "han de ser estudiados mediante un enfoque integrado, comprensivo y holístico". Esta idea trasciende a todas las dimensiones de la planificación y gestión urbanas (Stern y Montag, 1974). Las claves de la adopción de este enfoque son (Mitchell, 1999:67):

a) Contexto jerárquico. Consiste en conocer las conexiones entre los distintos niveles, desde la perspectiva de la teoría de sistemas.

b) Fronteras ecológicas. Es necesario conceder más importancia relativa a las unidades ecológicas y biofísicas frente a las administrativas[15].

c) Integridad ecológica. Los esfuerzos se han de dirigir a mantener y proteger la totalidad de la biodiversidad, junto con los modelos y procesos naturales que la mantienen.

d) Base de datos. El primer paso ha de consistir en la recogida de información suficiente para analizar las interrelaciones entre los sujetos o componentes del sistema.

e) Control y gestión adaptativa. La consideración "adaptativa" da por hecho que el conocimiento de los ecosistemas es incompleto y que es posible la existencia de perturbaciones derivadas de la incertidumbre. La gestión ha de ser un proceso de aprendizaje en continua revisión. El control de la situación (mediante la recogida de información y la toma de decisiones) es la clave para la gestión adaptativa.

f) Cooperación. La existencia de fronteras hace necesaria la cooperación entre los municipios, comunidades, gobiernos nacionales e internacionales y organizaciones no gubernamentales.

g) Cambios organizativos. La mayoría de los agentes y organismos de gestión no están estructurados u orientados hacia la gestión

13. Entre los precursores de la aplicación de los principios derivados de la ecología urbana al ámbito urbanístico, podemos encontrar un nutrido grupo de teóricos de la incidencia en la calidad de vida y la actividad socioeconómica de la forma y el diseño urbano tales como el ya citado Mumford (1961; 1964), Geddes (1915) y Howard (1902) entre otros. En Kostof (1991) se encuentra una revisión histórica de estas teorías.

14. La Ecología es la disciplina integradora de las ciencias naturales, y fue definida originariamente por Haeckel (1866) como el estudio de las interrelaciones entre los organismos y su medio ambiente, o "la economía de la naturaleza". Odum (1953) se refiere a la misma como "el estudio de la estructura y funciones de los ecosistemas".

15. En el caso urbano adquiere vital importancia, dada la dificultad de identificar los límites reales de la ciudad, muchas veces más allá de los límites puramente administrativos.

ecosistémica, ni consideran la repercusión de sus respectivas medidas sobre el resto de componentes.

h) El hombre como parte del ecosistema. La población ha de ser considerada como integrante de los sistemas naturales y no como entes independientes.

i) Valores. Han de respetarse y tenerse en cuenta tanto los conocimientos científicos como aquellos otros derivados de la tradición local y la evolución de los valores sociales.

Este enfoque, aplicado al sistema urbano, enfatiza la ciudad como un sistema complejo caracterizado por continuos procesos de cambio y desarrollo. Para ello considera aspectos tales como energía, recursos naturales y producción de residuos en términos de flujos o cadena (ciclos o circuitos). Las aportaciones más importantes de la concepción ecológica en materia de análisis y gestión de ciudades son las referidas a los conceptos de capacidad de carga y huella ecológica, así como a la definición de umbrales y niveles críticos.

Por otra parte, la base provista por la teoría sistémica, ampliamente utilizada en modelización socioeconómica y ambiental, supone un potente instrumento para el análisis y organización de las relaciones entre los elementos que conforman los sistemas complejos[16]. En este sentido, destacan análisis cuantitativos de las interconexiones en sistemas complejos, como el de Lotka (1925) quien estudió la integración de los sistemas ecológicos y económicos en términos cuantitativos y matemáticos[17]. Estos estudios han dado base al desarrollo de la Teoría General de Sistemas[18] (Von Bertalanffy, 1968) y fecundas aplicaciones al campo de la Economía, como se deriva de los trabajos de Von Neumann y Morgenstern (1944) y el Análisis Input-Output moderno (Leontief, 1941).

El entendimiento de los procesos de cambio y desarrollo de las ciudades, consideradas como sistemas complejos, permite analizar separadamente los elementos e interrelaciones existentes en cada subsistema, pasando a continuación, mediante la agregación de sus componentes y el análisis de la sinergia, a la definición del sistema global urbano. Un hecho característico de los sistemas (Laszlo, 1996) es que conforme aumenta su complejidad más depende su comportamiento de las interacciones entre sus diferentes elementos, obteniéndose un resultado sinérgico muchas veces imprevisible y difícil de comprender o modelizar.

1.2.2. El ecosistema urbano

El concepto básico de la Ecología es el de *ecosistema,* definido inicialmente por el botánico inglés Tansley (1935) como la comunidad de elementos bióticos y su medio ambiente físico (elementos abióticos). Un ecosistema se caracteriza por no sólo por su referencia física o escala espacial (que puede ser, por ejemplo, desde una comunidad de hormigas hasta el ecosistema global, Gaia[19]), sino también por las interrelaciones entre los distintos elementos del sistema, en términos de flujo de energía y materiales y el medio.

La Ecología Urbana es una disciplina relativamente reciente[20], que surge hace escasamente veinte años tras el reconocimiento progresivo de la ciudad como ecosistema[21] ya que comparte las características de ser abierto, pero capaz de autorregulación, ligando los organismos que conviven con su ambiente inorgánico.

Profundizando en este sentido, la Ecología Urbana (Rueda, 1995) se considera como la interacción entre el hombre y el medio ambiente en áreas urbanas, físicamente manifestada en una serie de flujos de materia, energía y residuos (Figura 1.1). El considerar la ciudad como un ecosistema (artificial) permite la aplicación de conceptos de la ecología, tales como *nicho, diversidad, relaciones de competencia o dependencia* (parasitismo, simbiosis), a la esfera social,

16. Por el contrario, el enfoque reduccionista, imperante como método científico clásico, persigue la resolución de un fenómeno en sucesiones causales aisladas y sucesivas, así como la búsqueda de las unidades básicas del sistema. Este enfoque es válido sólo si el sistema es simple y con interacción nula o lineal entre sus elementos.

17. Considera la interacción de los componentes bióticos y abióticos como un sistema que se ha de considerar en su conjunto. La Economía y la Ecología manifiestan dinámicas siguiendo patrones de flujos energéticos.

18. Una de las aplicaciones más importantes de la Teoría de Sistemas es la desarrollada por Forrester (1961) que dio lugar a los modelos de "Los límites del Crecimiento" (Meadows et al., 1972).

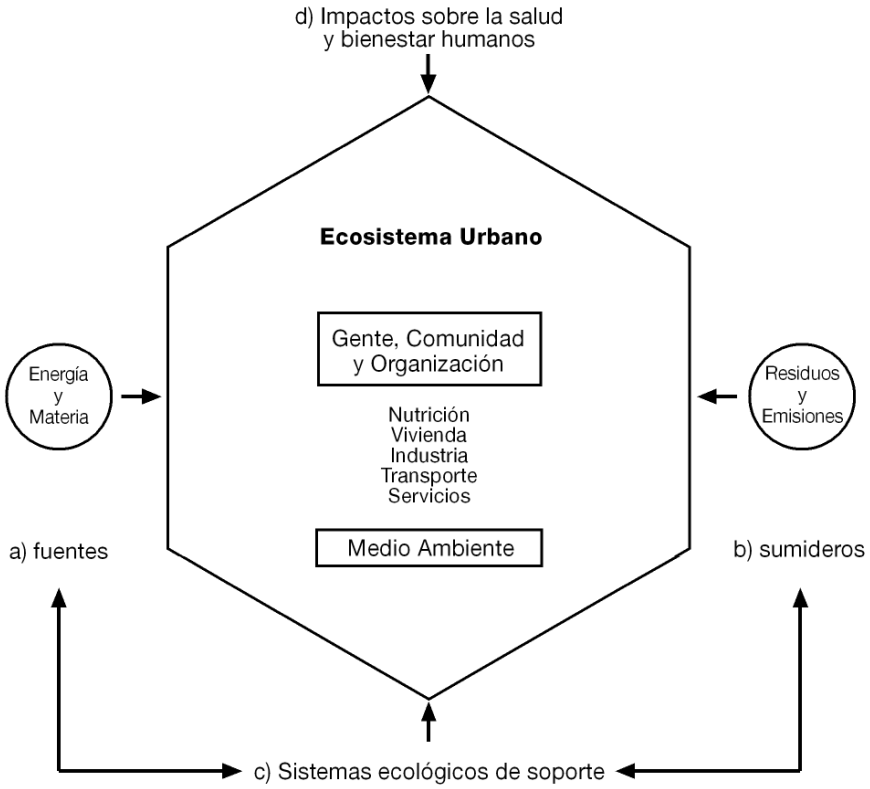
19. La idea del *ecosistema planetario o GAIA* (Girardet, 1992) se centra en considerar a la Tierra como un gran ecosistema, en la cual el hombre es un componente vital. Si bien la actividad humana orienta la evolución del planeta, el hombre también se encuentra sometido, como el resto de seres vivos, a las leyes de la naturaleza que gobiernan el funcionamiento de los ecosistemas.

20. Destaca el esfuerzo realizado por el programa Hombre y Biosfera (MAB) de la UNESCO (1988), para analizar las ciudades como sistemas ecológicos.

21. Como señala Cicerchia (1996) resulta difícil entender dicha evolución conceptual (desde la ciudad como negación de los valores ambientales hasta el ecosistema urbano y la ciudad ecológica) si no es tras una larga evolución multidisciplinar.

los estilos de vida y las actividades humanas en general, generando un tipo de enfoque no muy habitual en el estudio de las ciudades[22]. Si se complementa este análisis con los enfoques de la Sociología y la Economía, se define el sistema urbano como un concepto holístico[23], integrador de los sistemas naturales y sociales que confluyen en el lugar urbano.

Figura 1.1. Ecosistema urbano



FUENTE: Alberdi (1996)

22. En la línea del análisis del ecosistema y el metabolismo urbano destacan los trabajos de Odum (1963), Wolman (1965), Lynch (1981), Douglas (1983), Girardet (1990), Brugmann y Hersh (1991), White (1994), Bettini (1996), Alberti (1998), Rueda (1995) y Newman (1999), entre otros.
23. Según la definición originaria de Smuts (1926), este término designa la tendencia del universo a construir unidades de creciente complicación: desde la materia inerte, pasando por la materia viva, hasta llegar a la materia viva y pensante.

Los ecosistemas naturales evolucionan hacia estados más complejos[24] de organización de las relaciones en la comunidad, dominando y controlando las variaciones ambientales. El ecosistema urbano es por tanto el último eslabón en esta serie. Una ciudad no es un sistema independiente, ni cerrado (Rueda, 1996c). Los sistemas urbanos representan un marco ambiental de dependencias y necesidades vitales al que se ha llegado convergiendo desde muy diversas exigencias. Su interdependencia económica, social y ecológica se extiende lejos de sus límites. El ecosistema urbano posee una estructura específica, resultante de las interrelaciones entre los factores espaciales, la planificación humana y la naturaleza.

Uno de los enfoques adoptados desde la ecología urbana en la búsqueda de propuestas resolutivas tiende a la consideración fisiológica del sistema urbano como parásito del medio ambiente (Girardet, 1992): "las ciudades son enormes organismos de metabolismo complejo sin precedentes en la naturaleza, cuyas conexiones se extienden a lo largo y ancho del mundo". Siguiendo un metabolismo lineal, la ciudad obtiene grandes cantidades de energía y materiales (energía transformada) del medio, los cuales son transformadas para su exclusivo beneficio (bienes y servicios), debilitando progresivamente a su anfitrión (los sistemas naturales y rurales), que termina sufriendo los síntomas de la irreversibilidad (erosión, desertificación, pérdida de diversidad biológica, etc.). La relación parásita sólo implica la eliminación del anfitrión cuando existen más candidatos para hospedar.

Las ciudades desplazan las poblaciones animales y vegetales, reduciendo la biomasa y la biodiversidad al urbanizar el medio natural. En realidad, en términos ecológicos lo que se produce es una *regresión* del ecosistema natural[25]. La acción del hombre no permite que los ecosistemas del entorno urbano lleguen por tanto a la *clímax*[26], favoreciendo la regresión del mismo (reducción de la complejidad, simplificación de las relaciones ecológicas, reducción del número de especies, etc.), en aras de aumentar la producción agraria útil para la actividad humana.

Las pautas de consumo manifestadas por los entornos urbanos son perfectamente identificables y cuantificables, al igual que sobre el resto de ecosistemas naturales. De esta manera, se pueden conocer las necesidades regulares de recursos (alimentos, materias primas, agua) y energía (combustibles) y su impacto sobre la biosfera. Sin embargo, la falta de tradición en estos estudios, la carencia de datos y la complejidad y magnitud de los ecosistemas urbanos dificultan esta tarea. Son muy escasos los análisis empíricos que desde la perspectiva ecológica analicen los flujos de materiales y energía en el ecosistema urbano. En el ámbito internacional destacan los pionero trabajos teóricos de Wolman (1965) y Douglas (1983), así como las aportaciones empíricas de Newcombe *et al.* (1978), Boyden *et al.* (1981) y Brugmann (1992). En España, junto al análisis para la ciudad de Barcelona (Terradas *et al.*, 1985), destaca el estudio realizado para la Comunidad de Madrid (Naredo y Frías, 1988). En el mismo, los autores determinan la magnitud de los flujos de energía, agua y materias, relacionándolos con los flujos de información y monetarios que conlleva el funcionamiento económico de la región de Madrid, donde la aglomeración urbana juega un papel muy importante. Al considerar los deficitarios balance de materias, energía y agua, junto con las tradicionales cuentas financieras (producción, renta, empleo), los primeros relativizan o cuestionan la bondad o eficiencia ambiental de los niveles de actividad económica y urbana. Con ello se realiza una valoración de las externalidades ambientales del crecimiento (contaminación y consumo de recursos) no contabilizados por los tradicionales estudios de desarrollo regional[27] (Rifkin, 1990).

24. En términos de información, la ciudad como sistema abierto, tiene la capacidad de estructurar la información del medio y evolucionar hacia estadios más complejos. De esta manera, a medida que aumenta la complejidad del sistema urbano, la productividad y la gestión de la información pasan a vertebrar la organización de la ciudad. A más diversidad social, mayor cantidad de información en el sistema (Rueda, 1996a).

25. La relación entre los ecosistemas naturales y urbanos puede ser descrita según el "Principio de San Mateo" enunciado por Margalef (1991): cuando dos ecosistemas interaccionan, la materia y la energía aumentan en el más complejo a expensas del más simple, que se debilita progresivamente.

26. Un ecosistema llega a la clímax cuando las distintas especies del ecosistema se encuentran en equilibrio con el medio ambiente circundante de forma que se alcanza una situación estable.

27. Además de incluir la perspectiva ambiental, se analiza el papel de los flujos de información en una sociedad urbana con creciente peso del sector servicios en general, y de tecnologías de la información en particular. La información es la base de las relaciones económicas en la floreciente sociedad de la información, articulada en una red de centros decisores urbanos mundiales (Castells, 1997).

1.2.3. Características del ecosistema urbano

Todo ecosistema se caracteriza por los elementos que lo componen así como las relaciones existentes entre los mismos y con el medio natural. Resulta interesante comentar desde esta perspectiva los principales elementos del ecosistema urbano. Para ello, se analizan los aspectos referidos a las población, la transformaciones físicas que se derivan de un asentamiento humano y su relación con el medio natural.

1.2.3.1. Población urbana

Un ecosistema se basa en la interrelación de distintas poblaciones de diferentes especies que se asocian formando comunidades *(biocenosis)*, en un marco físico *(biotopo)* con determinadas características (temperatura, luz, agua, substratos minerales u orgánicos, etc.). La integración de las biocenosis y los factores del medio en ecosistemas funcionales, se considera algo indispensable para el mantenimiento de la vida en la Tierra. Como señalan Savard *et al.* (2000), "los ecosistemas urbanos son muy dinámicos, pudiéndose dividir los aspectos relativos a biodiversidad en base a tres grupos de cuestiones:

a) El impacto de la ciudad en los ecosistemas adyacentes.

b) La maximización de la biodiversidad dentro del ecosistema urbano.

c) La gestión de las especies no deseadas dentro del ecosistema. Dado que en este medio artificial, se dan las condiciones para el desarrollo de ciertas especies adaptadas *antropogénicas,* calificadas en muchos casos de endémicas al medio urbano (palomas, ratas, etc.)".

Sin embargo, en el ecosistema artificial urbano, esta interacción no resulta equilibrada, siendo la población humana la que define y condiciona los parámetros generales del ecosistema. Por otra parte, se produce un marcado y generalizado descenso de especies vegetales y animales de orden superior (presentes en parques, jardines y como animales de compañía), los cuales ocupan en el ecosistema una posición residual de difícil subsistencia. Dos son los aspectos más relevantes a la hora de describir la población urbana:

a) Elevado crecimiento demográfico. La concentración de actividad económica y empleo, así como la mejora de las condiciones de vida urbanas (en términos de equipamientos, básicamente salud, educación, vivienda), son dos de los principales factores que motivan el desplazamiento de la población hacia entornos urbanos. La población urbana ha experimentado en la segunda mitad de este siglo un crecimiento explosivo (UNCHS, 1999a; 1999b), suponiendo más del 45% del total mundial. Para el 2006 se espera que ese porcentaje ascienda al 50% (O´Meara, 1999) y supere el 60% en el año 2030 (United Nations, 1997).

b) Elevada densidad de población humana. La mayoría de especies manifiesta la misma tendencia al agrupamiento o convivencia de sus miembros, normalmente dirigida al aprovechamiento de la sinergia de grupo. La humana no es una excepción, como manifiesta la experiencia urbana. La elevada densidad poblacional de las ciudades con respecto a los asentamientos del entorno es una de las características definitorias de todo ecosistema urbano. Esta concentración de población y la edificación en altura persiguen reducir los costes económicos (precio del suelo, coste de las infraestructuras y equipamientos) y aprovechar las economías de aglomeración. De hecho, no reducen la presión sobre los recursos naturales y el entorno[28], incluso se llega a incrementar el consumo de energía por unidad de superficie y se utilizan materiales de construcción más contaminantes[29].

Se pueden realizar paralelismos entre los análisis poblacionales ecológicos y los urbanos. Así, cabe la posibilidad de extrapolar la definición que en Ecología se hace del incremento poblacional en base a un conjunto de variables (tasa de crecimiento de la población, número de habitantes preexistentes y resistencia ambiental del medio), estableciendo de esta manera el indicador básico para un análisis de viabilidad ecológica de los entornos urbanos en términos poblacionales o espaciales. Según esta idea, los crecimientos poblacionales asumibles por las

28. La concentración supone un menor uso (si bien más intenso) del territorio o espacio, facilitando por ejemplo la gestión de los residuos urbanos.

29. Existe un debate abierto acerca de la opción más beneficiosa para el medio ambiente: si diseñar ciudades con elevada densidad poblacional, o bien ciudades más extensas con menor intensidad de ocupación. Esta cuestión ha ocupado un importante lugar en las discusiones del Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente Urbano en Europa, sin llegar a conclusiones cerradas sobre el tema (comparar CCE, 1994 con CCE, 1996).

actuales condiciones de cada entorno urbano vendrían dados por:

$$\frac{dN}{dt} = r \cdot N \cdot \left(\frac{K-N}{K} \right)$$

Donde:

a) *r:* Tasa de crecimiento demográfico (o tasa de crecimiento urbano medido por la superficie incorporada al sistema urbano de forma directa o indirecta).

b) *N:* Número actual de habitantes de la ciudad (o total de superficie considerada como sistema urbano).

c) *(K-N)/K:* Resistencia ambiental del medio. En base al número de individuos que faltan *(K-N)* para alcanzar el número máximo o límite asumible por el ecosistema *(K)* (o proporción del margen de crecimiento urbano posible aún hasta alcanzar el límite considerado como sostenible o al menos equilibrado o gestionable).

Como señala Rueda (1996a), otra posibilidad de analizar el tamaño máximo de un asentamiento es mediante el cociente entre E, consumo energético (en términos de biomasa y materiales) y H, diversidad (entendida como la cantidad de información). Si este cociente disminuye, es indicio de mejoras en la eficiencia del uso de los recursos y la energía para producir la actividad humana desarrollada en la ciudad. Si por el contrario aumenta, la productividad urbana es cada vez menor, aumentando las necesidades del metabolismo de la ciudad para mantener la diversidad de estructuras físicas y socioeconómicas.

1.2.3.2. Crecimiento urbano y transformación del medio físico. El biotopo urbano

La degradación del medio ambiente urbano está asociada al rápido proceso de urbanización, que apenas ha considerado los aspectos ecológicos. Esta característica genera sobre la población un síndrome de "tensión urbana" que conlleva a una pérdida de calidad de vida: deterioro del centro histórico, falta de espacios verdes y de zonas de recreo, congestión del tráfico, ruido, costo elevado de los servicios, deterioro de los suburbios, dificultades de integración social, marginación y delincuencia, etc.

Como señala Salvo (1996:12) "ciudad y naturaleza han sido generalmente consideradas como dos estructuras excluyentes, marcando la diferencia la intervención o no del hombre. Dicha acción humana se sustancia en la construcción de un desierto cultural, inhóspito -en principio- a cualquier organismo vivo, animal o vegetal, distinto del hombre". Los sistemas urbanos están construidos sobre un soporte estructural básico, definido por la búsqueda permanente de un pretendido bienestar a través de parámetros básicamente económicos, pero también sociales, psicológicos, urbanísticos, etc. El grado de complicación de su estructura se eleva progresivamente por la cantidad, calidad, implantación y aceptación de exigencias en relación con esos parámetros definitorios. Las transformaciones del territorio tienen una incidencia clara en aspectos relativos a calidad de vida humana (Rueda, 1996b).

Tres hechos caracterizan el *biotopo urbano* la modificación radical del medio físico, la articulación del transporte y el microclima urbano.

En referencia a la primera característica, el asentamiento humano provoca una modificación tan notable de las condiciones primigenias del territorio (clima, ciclo de nutrientes, flujo energético, estructura espacial, etc.), que los organismos de regiones circundantes están imposibilitados para colonizar el nuevo medio. El proceso urbanizador intensivo, a través de la transformación de ingentes recursos materiales con un elevado uso energético añadido, es el máximo exponente de la intervención o domesticación del medio por parte del hombre (Naredo, 1996b). El paisaje natural se transforma profundamente (el curso de ríos, la franja y el fondo litoral, las cadenas montañosas), por efecto directo (urbanización) o indirecto (redes de comunicación y abastecimiento de recursos). Precisamente, el emplazamiento de las ciudades se realiza en las zonas de mayor valor ecológico, donde el acceso a los recursos básicos (agua, alimentos) y las condiciones bioclimáticas son óptimas para la vida humana.

El espacio físico urbano se encuentra estructurado de forma muy heterogénea, gracias a una tradición urbanística basada en la separación entre usos específicos (residencial, oficinas, industrial, equipamientos, espacios abiertos, etc.), con la finalidad principal de facilitar la asignación de infraestructuras dotacionales y simplificar el cálculo de los aprovechamientos urbanísticos. Sin embargo, la zonificación acarrea claras consecuencias ecológicas al aumentar los desplazamientos (mayor consumo de

energía y contaminación). Los ecosistemas naturales no realizan una especialización del territorio (p.e.: bosque mediterráneo), normalmente los usos se integran espacialmente para aprovechar los flujos de materias y energía según un modelo cíclico. Esto es lo que ocurre en un árbol, que hospeda a distintas especies, con distintos usos del mismo interrelacionados entre sí. No obstante, la ciudad compacta también supone una ganancia en términos de ocupación del territorio y uso energético en las viviendas y servicios públicos urbanos, al concentrar elevadas densidades de población (Rueda, 1996a; Capello y Camagni, 2000).

El borde urbano es la zona más degradada de la ciudad y donde se manifiestan de forma más severa los desequilibrios ecológicos originados por las actividades urbanas. Este espacio se caracteriza por su elevada entropía urbanística, entendida como falta de estructuración o vertebración con el resto del sistema. En el mismo se suelen localizar los usos marginales industriales, las zonas abandonadas y todos aquellos usos poco estéticos (vertederos ilegales), muy contaminantes o necesitados de mucho espacio (grandes superficies) que no se pueden emplazar en el centro urbano dado el elevado coste del suelo y los problemas de transporte y accesibilidad. Por otra parte, motivado por las externalidades negativas del centro urbano, cada vez es mayor la población que opta por residir en la periferia de las grandes ciudades, lo que ocasiona mayores necesidades de transporte, problemas de accesibilidad (ALFOZ, 1995) y una menor eficiencia energética (en términos absolutos se consume así más energía que agrupando todas las viviendas en un espacio más reducido).

En relación al transporte en la ciudad, éste se produce de forma horizontal, abarcando grandes distancias para comunicar los usos o funcionalidades segregados (Rueda, 1996c; Naredo, 1996b; 1996c). La especie humana ha desarrollado una tecnología que le permite esta gran movilidad, inusual en un ecosistema natural. Sin embargo, el coste energético y la contaminación atmosférica son sumamente elevados. Asimismo, las infraestructuras de transporte acaban condicionando el diseño urbano de forma muy intensa, prevaleciendo sobre usos residenciales, recreativos o ambientales. Más allá de los límites urbanos, amplias franjas de territorio son urbanizadas (autovías, ferrocarriles, etc.), incluso a pesar de su alto valor ecológico, determinando una malla estructurada sobre el territorio y configurando una red de ecosistemas urbanos y rurales ya comentada anteriormente: el sistema de ciudades. A través de estos canales, el sistema urbano realiza todos aquellos intercambios necesarios para su desarrollo funcional (Rueda, 1996a).

El clima urbano es distinto al natural. La temperatura media anual en las ciudades es drásticamente más elevada que en el entorno próximo. Asimismo, en términos comparativos, en las ciudades hay menos humedad y son más largos los períodos sin heladas. Sin embargo, se producen más nieblas (sobre todo en invierno) y calinas atmosféricas, llegando a reducirse en un 15% la energía solar directa. Este fenómeno recibe el nombre de microclima urbano, produciéndose un cambio en el equilibrio térmico (inversión térmica), que se materializa en forma de *campana térmica o isla de calor*[30] , el efecto invernadero y el aumento de la contaminación.

La ciudad funciona como un acumulador de calor que genera por la actividad humana (electricidad, calefacciones, refrigeraciones y motores de combustión), junto al calor que recibe del sol. A estos factores se une el hecho de que la atmósfera que rodea la ciudad está mas cargada de $C0_2$, partículas, gases y aerosoles, configurando una campana de partículas en suspensión que, junto al apantallamiento del viento producido los altos edificios, dificultan la dispersión de la contaminación y el calor. Un último factor se deriva de la falta de evapotranspiración en las ciudades ante la rápida evacuación de agua por las alcantarillas y el pavimento de las calles[31], lo que implica la imposibilidad de retención y evaporación (Salvo, 1996).

1.2.3.3. Interacción con el medio natural. Balance de energía y materias

En los ecosistemas naturales se constata el hecho de que el ciclo de la energía no es cerrado, produciéndose pérdidas de la energía fijada, que disminuyen el rendimiento energético, degradándose a medida que se avanza en la cadena trófica. Se estima que cada uno

30. La isla de calor urbano se materializa en una cúpula de aire caliente y más contaminado en rotación atrapada bajo una capa de aire más frío (Salvo, 1996).

31. Por otra parte, la disposición de estos materiales en las construcciones, no favorece el intercambio de calor con los alrededores, aumentando la absorción de calor por fenómenos de reflexión. La arquitectura bioclimática trata de dar respuesta a estas situaciones, permitiendo el ahorro de energía.

de los niveles tróficos aprovecha (para desarrollarse) aproximadamente el 10% del alimento capturado en términos energéticos (el resto se disipa o se consume en movimiento, respiración, etc.).

Sin embargo, la materia sigue un ciclo más o menos cerrado (los organismos descomponedores transforman la materia orgánica en materia mineral apta para ser reutilizada por los productores, los cuales alimentarán a las especies consumidoras (herbívoros, carnívoros), recuperándose para el ecosistema. Por tanto, el ciclo de la materia es posible gracias al flujo de energía que se retiene momentáneamente en la biosfera. De esta manera, la energía absorbida por los vegetales se disipa, mientras la materia circula de unos organismos a otros hasta convertirse en moléculas sencillas de bajo contenido energético, que pueden volver a ser usadas por los vegetales fotosintetizadores. Básicamente, un ecosistema utiliza energía endosomática, a partir de la luz solar obtenida mediante la fotosíntesis.

Como señala Ayres (1999), el llamado *Principio del Balance de Materiales* establece que a cada proceso de transformación física, la masa de inputs ha de ser exactamente igual a la masa de outputs, incluyendo los residuos. De esta forma es posible la medida de las emisiones y residuos derivados de la actividad humana. Las características a destacar en el apartado del balance de energía y de materias son las siguientes:

a) Elevada densidad energética secundaria/Habitante/Hectárea. El uso masivo de energía exosomática diferencia a la ciudad, ecosistema artificial, del resto de ecosistemas naturales, los cuales únicamente utilizan energía solar directa. De hecho, el flujo energético urbano proviene fundamentalmente de fuentes exosomáticas (combustibles fósiles), permitiendo una elevada densidad de energía por hectárea en la ciudades con respecto a un ecosistema natural (Odum, 1983). Las consecuencias en términos de contaminación derivadas de la extracción, producción, transporte y consumo de esta energía son muy importantes y no exclusivas de las ciudades.

b) Ciclo energético urbano no circular. El ciclo de producción de energía no es circular, como podría serlo un ciclo natural, al no repercutir la energía de alto grado, transformada por la ciudad, sobre el hábitat originario de los recursos (la mayoría de las veces lejano) a modo de retroalimentación que garantice la sostenibilidad del sistema.

c) Consumo creciente de recursos naturales. De forma similar a lo que ocurre con el consumo energético, el crecimiento de la ciudad implica una mayor necesidad de materias. Estos recursos primarios pueden ser de muy diversa índole (alimenticios, maderas y fibras, sedimentos, tierra, etc.). El metabolismo urbano transforma estos inputs (mediante importantes consumos energéticos en muchos casos) en bienes económicos y sociales, los cuales ayudan a configurar los parámetros (básicamente dotacionales) que caracterizan el nivel de desarrollo económico y de calidad de vida urbana.

d) Generación de residuos a gran escala. Mientras que los ecosistemas naturales realizan, sobre los residuos que generan, un reciclado natural a partir de organismos que los transforman en substancias de nuevo útiles para el resto del ecosistema, las ciudades generan cantidades de residuos que no pueden absorberse en su totalidad[32]. La mayoría de estos desechos son acumulados y en algunos casos transformados, evacuándose a través de canalizaciones o transportes a depósitos especiales para su almacenamiento y lenta asimilación por parte de los ciclos naturales.

e) Generación de residuos altamente contaminantes. Por otra parte, ningún ecosistema natural genera residuos que no puede transformar o biodegradar en un ciclo de tiempo razonable. Sin embargo, los asentamientos urbanos y por extensión los industriales, generan en ciertos casos residuos no biodegradables o de muy lenta y difícil asimilación por el medio. Este hecho redunda en contaminación del entorno y aniquilación biológica. Se trata de los residuos altamente peligrosos y radiactivos, cuyo reciclaje, si no imposible, suele ser a muy largo plazo (radiactivos) y muy costoso, al ser necesaria mucha energía y determinados procesos químicos a su vez contaminantes.

f) Hiperconsumo de recursos hídricos. Los usos del agua en la ciudad son múltiples, cumpliendo funciones alimenticias, higiénicas, estéticas (fuentes), de ocio (piscinas), económicas (recurso productivo en industrias de alimentación, limpieza, campos de golf), como medio de transporte o evacuación de residuos,

32. El reciclaje y la reutilización podrían ser considerados como absorciones, pero en realidad suponen en muchos casos nuevos gastos energéticos y generación final de menos residuos, pero más contaminantes.

etc. Dados los aumentos demográficos, así como la creciente urbanización, la demanda de agua por parte del ecosistema urbano sigue una tendencia claramente creciente.

1.2.3.4. Estructura asimétrica de los balances ecológicos

De todo lo anterior es posible deducir como síntesis que el balance de energía y materias entre la ciudad y el medio natural está claramente desequilibrado dadas las "necesidades fisiológicas urbanas" (Naredo, 1996c). Como resultado del proceso urbano se produce un agotamiento de recursos y biodiversidad, en vez de retroalimentar el sistema y permitir la sostenibilidad del ecosistema global.

Junto a otras cuestiones generadoras de insostenibilidad urbana que se recogen en el siguiente capítulo, se citan como claves explicativas de esta relación asimétrica las siguientes:

a) Las salidas del sistema. El consumo en las ciudades. Resulta necesario cerrar el ciclo de materias y energía urbano. Las elevadas tasas de consumo de recursos, agua y energía por persona o km2 urbano, no sólo están muy por encima de la capacidad de los ecosistemas naturales, sino que además son extremadamente ineficientes. Los recursos son consumidos sin considerar el balance de los sistemas naturales (no tienen un reflejo directo en términos de generación de recursos "útiles" para el entorno, sino como vertedero para los residuos no productivos) y sin asegurar el equilibrio dentro de los sistemas urbanos. El consumo excesivo es favorecido por el crecimiento urbano incontrolado -en términos ecológicos-, que favorece incrementos en la producción de residuos y el consumo de más recursos y energía. Las tecnologías de producción ineficientes desde el punto de vista ambiental, la distribución y envase, así como la limitada vida útil de muchos bienes económicos (reducida para asegurar nuevas demandas) agravan los efectos del consumo urbano.

b) Los retornos al sistema. Los residuos urbanos. La inmensa mayoría de los recursos consumidos por la ciudad no suponen la transformación de los mismos y su posterior retorno al ecosistema natural. Desarrollos urbanísticos, fabricación de bienes elaborados, generación de trabajo, desplazamientos, etc. son usos a los que se destinan estos recursos. Como resultado, se producen dos efectos: generación de gases y partículas en suspensión (contaminación atmosférica) y generación de residuos sólidos urbanos o peligrosos (contaminación de suelos y acuática). En general se da una escasa producción primaria y un empobrecimiento de las poblaciones de organismos detritívoros. Los residuos no son útiles para los ecosistemas adyacentes.

c) Valoración del stock y de los flujos ambientales. Diferencias entre el valor ecológico y el valor económico. Por regla general, los flujos monetarios únicamente compensan los costes de extracción o producción más el beneficio (valor de uso). Una parte importante de los mismos debería ser interpretada como rentas del capital ambiental invertido en el medio urbano y valorarse como coste de oportunidad de los recursos ambientales específicos entre sus usos alternativos (usos indirectos, incluido el ambiental). La valoración económica de un bien ambiental ha de recoger la importancia que tiene el mismo en la sostenibilidad del sistema global y en el bienestar humano. En el contexto ambiental, el *valor económico total* de los recursos naturales[33] no se ha de limitar únicamente al valor de uso actual, incluyéndose además del valor de uso actual (directo e indirecto), los llamados *valor de opción y valor intrínseco*[34].

1.3. Rasgos de insostenibilidad urbana

Los desequilibrios ecológicos entre población y territorio adquieren en la dimensión urbana una extensa gama de efectos sociales y ambientales. Estos problemas afectan en cierto grado a todas las ciudades, entre ellas las andaluzas. No obstante, la gravedad de los mismos es una cuestión de relación entre tamaño demográfico y urbano.

El deterioro del medio ambiente urbano está en clara relación con los cambios estructurales de la economía, el crecimiento demográfico y las variaciones en las pautas de comunicación, vivienda, transporte y consumo, donde la tecnología aparece siempre

33. Véase Pearce y Turner (1990)

34. El *valor de opción* aparece cuando existen consecuencias irreversibles derivadas del uso de un recurso (o de la contaminación de un entorno), valorándose positivamente la espera, y por tanto el preservar el recurso, ante la incertidumbre (se desconocen los beneficios) y con idea de obtener información adicional (o mejoras tecnológicas). El *valor de existencia* o intrínseco está asociado a aspectos inherentes al recurso (p.e.: el paisaje), independientes de la utilidad económica que habitualmente se le concede.

implícita. El crecimiento urbano genera una serie de procesos desestabilizadores, causa y efecto de insostenibilidad, los cuales pueden agruparse en factores de:

a) Índole social: marginación, exclusión, pobreza, estratificación, descentralización, abandono de los centros históricos, efectos de la separación del entorno de trabajo y del hogar, pérdida de la cultura propia, alienación, etc.

b) Índole económica: paro, terciarización excesiva de la economía, poca diversificación económica, dependencia de los recursos del exterior, movilidad creciente, necesidades energéticas de la economía local, etc.

c) Índole territorial y urbanística: calles para los vehículos, escasez de espacios abiertos, edificios enfermos, pocas zonas de recreo, consumo de suelo desordenado en la perimetría urbana, suburbanización, necesidad de infraestructuras de transporte importantes, etc.

d) Índole ambiental: ruido, polución, congestión, contaminación atmosférica, residuos sólidos urbanos, falta de verde urbano, sobre-explotación de acuíferos y reservas de agua, agotamiento recursos naturales, consumo energético excesivo, etc.

A continuación, siguiendo esta clasificación se trata de describir de forma esquemática los principales estrangulamientos ambientales y la tipología de problemáticas socioeconómicas genéricas ligadas a un ecosistema urbano medio en Andalucía. Sobre estas cuestiones se han de centrar los indicadores de sostenibilidad como base para un plan de acción urbano.

1.3.1. Aspectos sociales y económicos

La ciudad es un sistema en el que confluyen distintos componentes que interaccionan con diversa intensidad. Cuando el sistema urbano no es capaz de atenuar o absorber las tensiones generadas en las dimensiones sociales y económicas (p. e. densidad excesiva de población en barrios marginales), éstas acaban minando el desarrollo y desembocan a su vez en nuevos y mayores problemáticas no sólo socioeconómicas (paro, pobreza, etc.), sino también urbanísticas y ambientales (escasez de zonas verdes, excesivo consumo agua, vertederos ilegales, etc.), causas y efectos de lo que se podría llamar *espiral de la insostenibilidad.*

1.3.1.1. Elevada densidad poblacional

El crecimiento demográfico eleva la densidad urbana y supone la ampliación de la huella ecológica de la ciudad sobre el territorio. No cabe duda de que las tendencias de localización en las ciudades influyen y son influidas por variables en estrecha relación con la sostenibilidad del sistema urbano, tales como: empleo, renta, precios del suelo, calidad ambiental, etc. La población es la variable con mayor poder explicativo en todo análisis de la sostenibilidad de los sistemas urbanos. Cuantitativa (número de habitantes) y cualitativamente (nivel de desarrollo socioeconómico), la población determina los principales parámetros ecológicos de la ciudad, así como la presión final sobre el uso de energía y recursos.

En Andalucía no se encuentran casos de superpoblación, siendo Sevilla y Málaga las dos únicas ciudades que superan el medio millón de habitantes censados. Por tanto, en términos de población total urbana no se cruza la barrera de la insostenibilidad demográfica manifestada en muchas ciudades sudamericanas y asiáticas. La cuestión demográfica únicamente puede plantear problemas para los actuales entornos urbanos andaluces en los aspectos referidos a la densidad urbana. A pesar de que, en general, las ciudades mediterráneas no siguen un modelo de ciudad compacta como otros casos centroeuropeos, en las grandes ciudades andaluzas sí abundan tipologías edificatorias multifamiliares que conforman barrios o sectores con elevadas densidades. Si no se desarrollan importantes infraestructuras y equipamientos ambientales, sociales, educativos o asistenciales, estos auténticos barrios-colmena se establecen como focos de un gran número de problemáticas sociales y ambientales por el mero hecho de la densidad existente.

1.3.1.2. Bajos niveles de educación, formación e información sobre sostenibilidad

Existe una relación directa entre niveles educativos y sensibilización ante problemas medioambientales. La consecución de elevados niveles de desarrollo económico, si bien lleva aparejada elevados consumos energéticos y ambientales, a su vez conlleva un mayor interés por el conocimiento de la relación sostenible entre desarrollo y medio ambiente.

La variable educación ambiental está muy ligada al comportamiento de los ciudadanos en términos de consumo, producción, desplazamientos, etc. La

sensibilización ambiental motivada por la existencia de suficiente información acerca de determinados hechos urbanos (p.e.: el consumo urbano de agua o energía, el ruido producido en áreas colapsadas, etc.) facilita enormemente el éxito de políticas ambientales urbanas, provocando además la evolución o sofisticación de las mismas, a través de demandas sociales, por parte de las colectividades o vecindades, las cuales solicitan instrumentos cada vez más eficaces desde el punto de vista de la sostenibilidad ambiental.

Andalucía es una región pionera en España en programas relacionados con la educación y participación ambiental. Los programas de educación ALDEA destinados a escolares permiten importantes avances hacia el objetivo de inculcar a las nuevas generaciones los valores ecológicos. El Programa de Educación Ambiental en el Medio Urbano enuncia como objetivo "apoyar y promover acciones de educación, comunicación y participación ciudadana que contribuyan a la mejora del entorno urbano y de la calidad de vida". Otros ejemplo de acciones similares son: aulas de la naturaleza, granjas escuelas, centros en espacios naturales protegidos, itinerarios e instalaciones socio-recreativas, observatorios y museos, etc.

Todas estas actividades están normalmente apoyadas por el voluntariado ambiental, dedicados a proyectos de restauración del medio y educación ambiental. Dentro de las actividades relativas a medio ambiente urbano se desarrollan tareas de mejora de la calidad ambiental de la ciudad, restauración de elementos urbanos y acciones en espacios verdes urbanos y periurbanos.

1.3.1.3. Bolsas de pobreza, desigualdad e insolidaridad social

Como señala Castells (1991), las grandes ciudades manifiestan en mayor medida un carácter dual, alternando niveles elevados de desarrollo con bolsas de pobreza importantes: ciudadanos que disfrutan de elevada calidad de vida frente a otros que simplemente subsisten[35]. Las ciudades llegan a ser los lugares de mayor renta media *per capita* del planeta y sin embargo albergar a su vez numerosas bolsas de pobreza. Estos *ghetos* o barrios marginales proliferan en las ciudades modernas, donde la clase social o económica se manifiesta (vía coste del suelo y de la vivienda) en la segregación espacial llevada a sus últimos extremos.

Se trata de una problemática social muy ligada al fenómeno urbano que también tiene una clara presencia en las ciudades andaluzas. La población afectada muestra tasas de analfabetización muy elevadas, careciendo de medios económicos estables y encasillada en la economía sumergida. Las viviendas, muchas veces prefabricadas, no cuentan en ocasiones con los servicios básicos como agua o electricidad. Esta deficiente calidad de vida redunda en otras problemáticas tales como marginación, inseguridad ciudadana, proliferación de actividades altamente contaminantes (básicamente vertederos ilegales y cementerios de coches), etc.

Por otra parte, la marginación y exclusión social de colectivos o individuos se ve potenciada por los sistemas urbanos complejos, tan propensos a la alienación humana dadas las estructuras de comportamiento y los estresantes ritmos de la vida urbana. La distribución de la riqueza y la equidad están estrechamente relacionadas con la sostenibilidad, ya que los ciudadanos de rentas más bajas o necesitados sufren también de forma más importante los problemas ambientales, manifestando por otra parte una menor capacidad o posibilidad de resolverlos de forma autónoma. La sociedad urbana ha de estar asimismo concienciada de la necesidad de mantener o regenerar el capital ambiental urbano que se cede a las generaciones futuras. La equidad intergeneracional compete también a los ciudadanos, en términos de su patrimonio histórico, cultural, ambiental y urbano en general.

Andalucía ha sufrido secularmente unos elevados índices de pobreza ligada al mundo rural, pero también aparecen bolsas de pobreza en las grandes ciudades (véase Martín *et al.*, 2000). No obstante, se trata de una realidad muy poco estudiada en esta región.

1.3.1.4. Alienación y pérdida de cultura propia. Desarticulación social

En línea con los estudios sociológicos dedicados a la ecología humana, el comportamiento social del individuo urbano ha recibido un especial interés. La ciudad influye en el comportamiento y los estados de ánimo, las pautas de convivencia y expresión del individuo.

35. Como se señala en UNDP (2000), se asiste al proceso de urbanización masiva de la pobreza, estimándose en 1.300 millones la población urbana que subsiste con menos de un dólar al día.

Un importante efecto de la vida urbana es la "socialización" cultural. En este proceso, la ciudad ejerce de "embudo cultural" que absorbe y canaliza, de forma bastante imprecisa, las distintas manifestaciones individuales y colectivas, produciendo una amalgama cultural caracterizada por la pérdida de identidad individual, así como de otros valores y costumbres imperantes en las sociedades agraria o rural (manifiestas en la comunicación, el comportamiento social, la tradición, la familia, la visión del futuro y el pasado, etc.).

El concepto de "alienación" está íntimamente ligado al mundo urbano, donde la ciudad (la sociedad) engulle al individuo, el cual para desenvolverse y triunfar en ella adopta como suyos los patrones y valores imperantes en la misma, borrando todo vestigio del "hombre libre" rural. Esta negación de la individualidad, perdida en un cúmulo de estructuras e instituciones sociales, desemboca en importantes problemas de comportamiento, con los consiguientes costes sociales y económicos en términos de salud psíquica, comunicación, participación y fracaso de iniciativas comunitarias, tan necesarias para el éxito de políticas hacia la sostenibilidad.

Finalmente, otra influencia proviene de la globalización de las sociedades urbanas, imponiendo la adopción de imágenes y modos de vida cada vez más homogéneos o estandarizados. Resulta difícil pretender mejoras en un sistema urbano en el que no se sienten reflejados o identificados sus habitantes, los cuales sólo tienen referencias u objetivos culturales externos, muchas veces impuestos, que desplazan a las conductas u opciones urbanísticas tradicionales (más acordes con el entorno en que se han derivado).

Por otra parte, en las ciudades se pueden identifican claros indicios que llevan a la fragmentación y compartimentación de la sociedad. Resulta sorprendente comprobar que en el seno de la ciudad, originariamente motor y catalizador del intercambio humano en todos los sentido incluido el social, se desarrollan problemáticas relacionadas con la insolidaridad, la marginación, la xenofobia, el racismo y la pérdida de los valores tradicionales del grupo como hecho social. Esta desmembración social se manifiesta en un reducido interés por desarrollar cauces de expresión, comunicación o memorización colectiva o individual en el seno de las sociedades urbanas modernas. En los procesos de planificación estratégica urbana aparece como un importante obstáculo precisamente la falta de cohesión y participación de la ciudadanía.

La impresión inicial es la de pérdida de tejido social vertebrador del sistema humano de la ciudad y la creación de compartimentos estancos con rasgos y símbolos identificativos propios. Las asociaciones, gremios, uniones, etc. se configuran no como instrumentos para orientar y facilitar el diálogo social, sino para tener más relevancia particular en la gestión de la ciudad. Los cauces de expresión y participación social se sofistican progresivamente en la dialéctica urbana, transmitiéndose los impulsos en ámbitos muy diferenciados (nichos sociales), dentro de los cuales se amplifican o apagan estas tensiones sociales.

1.3.1.5. Desempleo masivo

En las ciudades se experimentan de forma concentrada los efectos directos o indirectos de las crisis de empleo. Incluso en el caso de que sean los entornos rurales y agrarios los que originen el desempleo, tradicionalmente este hecho supone emigración de la población hacia entornos urbanos con mayores potenciales de generación. Las repercusiones del desempleo masivo se propagan rápidamente entre los desequilibrios sociales y las dependencias económicas tales como: descontento social, pobreza, marginación, subsidiación de la economía, subempleo, etc.

El desarrollo de teorías explicativas de las relaciones existentes en los llamados mercados de trabajo locales ayuda a explicar los mecanismos que propagan las crisis cíclicas de desempleo urbano. El paro está motivado por muy diversas causas, en estrecha relación con los problemas de especialización productiva, así como con las tendencias del mercado laboral, dada la posición económica que ocupa la ciudad dentro del sistema regional, nacional o global.

El paro es el principal problema económico en Andalucía, derivado fundamentalmente de la estructura económica regional (los niveles de inversión, capacidad y especialización productiva), junto a otros hechos como los niveles de formación, etc. que conforman un modelo de desarrollo que acusa un retraso industrial desde sus inicios (véanse Delgado, 1981 y Román, 1987).

1.3.1.6. Desarrollo de economías sumergidas

Ante crisis prolongadas o muy agudas de los mercados de bienes y servicios o de los mercados financieros, junto a una presencia del sector público débil y

regresiva (y otras veces inflexible y con elevada presión fiscal), entre otros factores históricos, es usual el desarrollo de la llamada economía negra o sumergida. Estos mercados paralelos son respuestas que tratan de paliar las situaciones de desempleo, evitar la excesiva tributación, eludir los canales tradicionales de distribución de productos básicos o aprovecharse de fallos del mercado o del sector público.

La economía sumergida supone un grave perjuicio para la consecución de la sostenibilidad urbana, básicamente por tres motivos: primero, al eludir la tributación directa (IBI, IAE, etc.) se reduce el flujo monetario destinado a financiar servicios e infraestructuras públicas y se aumenta la presión fiscal sobre el sector de la economía oficial (ineficiencia económica); en segundo lugar se escapa al control público (legislación ambiental) de los flujos materiales de estos procesos productivos (ineficiencia ambiental); y tercero, se destinan recursos públicos de forma ineficiente a segmentos de población y de actividad económica que en realidad no deberían de obtener al mantener niveles de actividad elevados, pero que aparentemente se muestran como objetivos de las políticas de empleo, sociales o de promoción empresarial (ineficiencia social).

1.3.1.7. Actividad económica poco diversificada

Una de las características de las sociedades desarrolladas es la gran expansión de las actividades no directamente productivas[36] o terciarias, en términos de empleo y valor añadido. Se trata del fenómeno denominado "terciarización de la economía". La ciudades son el ámbito de desarrollo por excelencia del sector servicios y administraciones públicas, englobando cada vez en mayor medida otras actividades tradicionalmente consideradas como integrantes de los sectores primario o industrial.

Dentro de esta dinámica general se produce el desplazamiento del resto de actividades productivas, fundamentalmente las primarias (agrarias y energéticas), las cuales pierden importancia relativa y quedan relegadas a ámbitos más lejanos y menos desarrollados. Uno de los peligros de esta tendencia radica precisamente en la terciarización excesiva, la cual provoca una especialización productiva de la economía local bastante desequilibrada y, por consiguiente, la creciente dependencia de recursos y bienes económicos primarios de otros sistemas. El impacto de las crisis económicas centradas en los servicios (turismo, servicios empresariales, financieros, etc.) es mayor por tanto en las ciudades que practican ese "monocultivo terciario" como resultado de su especialización productiva y la posición relativa en el sistema de ciudades regional o global.

1.3.1.8. Sistemas de producción ecológicos y tecnología para la sostenibilidad

La actividad económica supone la creación de valor añadido mediante la transformación de inputs como el trabajo, la energía y materias primas, en output más residuos. Entre sus impactos, en primer lugar se encuentran los derivados del consumo de energía y materiales, así como de la producción de residuos. Por otra parte, se producen efectos regionales derivados del agotamiento de los recursos con límites en su capacidad de regeneración o explotación (biomasa, agua, etc.); de las emisiones que sobrecargan la capacidad de carga o asimilación del medio natural a nivel local o regional; o de la ocupación de territorios valiosos para otros usos (ambiental, agrario, etc.).

La creciente incorporación de los criterios ambientales en las certificaciones de calidad total empresarial, así como el auge de este tipo de auditorías y del denominado *negocio ecológico,* son signos evidentes de la incorporación progresiva del valor ambiental al mercado. La demanda favorece el cambio estructural, pues los consumidores exigen, cada día con más insistencia, productos que no contaminen. La educación e información ambiental son dos factores catalizadores de esta demanda de calidad ambiental. La legislación empresarial y los reglamentos ambientales por su parte son también instrumentos que favorecen estos cambios de *modus operandi* empresarial, reglando, tasando y penando (vía tributos o sanciones) los niveles máximos de contaminación o uso energético, el embalaje no reciclado, el transporte contaminante, las posibilidades del total reciclaje del producto tras su uso, etc.

Las ciudades son el entorno idóneo para promover estos cambios hacia modos de producción más sostenibles (CCE, 1996a). La concentración de actividad en las ciudades permite el aprovechamiento

36. En el sentido fisiócrata del término, según el cual las actividades terciarias son meras transformadoras de los bienes producidos por los sectores primario y secundario, auténticas locomotoras para generar crecimiento en un territorio.

de la sinergia generada entre las posibles acciones orientadas a favorecer la creación de empresas ecológicas. Asimismo, se favorece la creación de yacimientos de empleo a raíz de estas nuevas oportunidades de negocio.

En Andalucía se están desarrollando numerosas empresas catalogadas dentro del sector ambiental (Román, 1999), siendo muchas de ellas pioneras en la adopción de procesos de producción de menor impacto ambiental, con certificaciones de Calidad ISO 9000 o 14000, así como Sistemas de Gestión Medioambiental (SIGMA) siguiendo la reciente normativa comunitaria en materia de auditorías de gestión medioambiental (EMAS), integrando redes de colaboración como MEDAN21.

1.3.1.9. Pautas crecientes de consumo

En las sociedades desarrolladas, otro problema típicamente urbano es el consumismo excesivo e ineficiente desde el punto de vista ecológico y muchas veces económico. El consumo es entendido como el principal indicador de desarrollo humano, haciéndose realidad el clásico ideal norteamericano *"bigger better; the more, the best",* donde el gigantismo se traslada a todas las manifestaciones urbanas, entre ellas el consumo desaforado.

Las ciudades de los países industrializados se caracterizan por las elevadas tasas de consumo, tanto de energía, agua y recursos, así como bienes transformados. Andalucía no escapa a esta tendencia (Román, 1996). Este hecho conlleva el rápido agotamiento de la capacidad de carga de los ecosistemas cercanos y la ampliación de la huella ecológica urbana hacia entornos lejanos, gracias a las facilidades del transporte. Sin embargo, no se trata de una problemática asociada únicamente a las ciudades norteamericanas o europeas. En los países en vías de desarrollo se localizan las ciudades más habitadas del planeta, cuyo desproporcionado metabolismo se caracteriza por la ineficiencia (no sólo ecológica, también social) de los usos energéticos y materiales, así como la adopción de tecnologías de producción, transporte y transformación altamente contaminantes e intensivos en el uso de grandes cantidades de recursos básicos y energéticos.

Como se denuncia desde la propia Agenda 21 de Naciones Unidas (UNCED, 1992: cap. 4): "la causa principal de la degradación continua del medio ambiente mundial radica en los actuales esquemas de consumo y producción no viables, principalmente en los países industrializados". Pero también el consumo urbano está íntimamente ligado con otras problemáticas como son el agotamiento de reservas energéticas, la generación de residuos a gran escala, la falta de concienciación ambiental, la escasa adopción de tecnologías verdes y la especialización productiva del sistema urbano. En este sentido, los ciudadanos, como consumidores finales, han de tener información de los efectos de sus hábitos de consumo sobre el equilibrio de los ecosistemas y por ende, de su calidad de vida presente y futura.

1.3.2. Aspectos territoriales y urbanísticos

1.3.2.1. Urbanismo no ecológico

La degradación del medio ambiente urbano está asociada al rápido proceso de urbanización, que apenas ha considerado los aspectos ecológicos. Esta característica genera sobre la población un síndrome de "tensión urbana" que lleva a una pérdida de calidad de vida: deterioro del centro histórico, falta de espacios verdes y de zonas de esparcimiento, congestión del tráfico, etc.

Las prácticas urbanísticas tradicionales están más preocupadas por la asignación de usos eficiente en el suelo urbano, dado que se considera un bien económico de alto valor añadido (a costa de un elevado consumo de energía y materiales) y muy escaso, el cual manifiesta un elevado coste de oportunidad ente sus usos alternativos. La intervención pública trata de asegurar que determinados usos, entre ellos los comunitarios (zonas verde, espacios abiertos, viarios y otros dotacionales), tengan su reflejo en la zonificación urbana. La no consideración de aspectos ecológicos referidos tanto al funcionamiento interno de la ciudad, como a las interrelaciones en términos de materia y energía con otros ecosistemas, hacen ineficiente desde el punto de vista ecológico la planificación urbanística (Cuadro 1.1).

Como se señala en CMA (1997a), en términos de planificación del diseño urbano, dos son los ámbitos donde se producen las principales problemáticas urbanas: el centro histórico y la periferia urbana. Las principales características, generalizables también a las grandes ciudades andaluzas, se resumen en:

a) Terciarización de la ciudad histórica,

desplazando los usos preexistentes por otros (oficinas, administraciones públicas y grandes comercios). Se produce una desintegración de la estructura comercial minorista, vaciando de contenido el concepto de centro histórico (pérdida de identidad tradicional, pérdida de continuidad y diversidad, etc.).

b) Aumento del tráfico rodado, como consecuencia del punto anterior, desnaturalizando las áreas residenciales, deteriorando el paisaje urbano y las condiciones ambientales en general.

c) Deterioro de los edificios del centro histórico. En muchas ciudades andaluzas, el paso del tiempo no es contrarrestado por obras de reforma y mejora de fachadas en las viviendas del centro de muchas ciudades andaluzas. El urbanismo agresivo, impuesto por los nuevos usos terciarios para el centro histórico, deriva en tensiones sobre los grupos urbanos tradicionales, menos eficientes para las nuevas necesidades. La especulación urbanística, la demanda de usos alternativos que encarecen el suelo en estas zonas, así como el abandono de los usos residenciales en el centro favorece este proceso.

Cuadro 1.1. Ecosistema urbano vs. ecosistema natural

Características	Urbanismo del ecosistema urbano	"Urbanismo" del ecosistema natural
Estructura	Espacio interno urbano muy estructurado. Baja entropía.	Espacio interno natural menos estructurado. Mayor entropía ante la interacción con los sistemas urbanos.
Espacio para la diversidad	Se favorece la diversidad social, pero se convierte en un auténtico "desierto cultural" que anula el desarrollo de otras especies distintas a la humana.	Biodiversidad elevada.
Distribución de usos en el espacio	Tradicional segregación. Predominio de espacios de acceso privado.	Integración.Predominio de espacios de libre acceso: competición por el espacio entre especies.
Crecimiento	No existen los frenos naturales al desarrollo de las poblaciones. Límites reales básicamente por el coste económico de las infraestructuras urbanas.Potencialmente ilimitado gracias al transporte de materiales, energía y residuos.	Limitado en el espacio por las condiciones abióticas (físicas) y bióticas (poblaciones existentes) del medio natural.
Viviendas	Los espacios residenciales artificiales, no integrados ecológicamente, muy acotados y dependientes de materias y energía del exterior.	El espacio "residencial" está integrado con otros usos y no depende de energía mas que la solar (bioclimático).
Infraestructuras de transporte	Desarrollo de infraestructuras de transporte ante la necesidad creciente de transporte horizontal largo para comunicar usos urbanos.	Dada la integración de usos, no se establecen espacios físicos únicamente para el transporte. Predominancia del transporte vertical y corto sobre el horizontal y largo.
Energía que entra en el sistema físico.	Energía exosomática (combustibles fósiles).	Energía endosomática (Sol)
Intensidad energética por superficie	Muy elevada.	Menor en términos relativos.
Infraestructuras de residuos y reciclaje.	Necesidad de establecer infraestructuras específicas para el transporte horizontal de los residuos y su reciclaje parcial.	Reciclaje vertical (transporte corto) y completo (organismos detritívoros).

FUENTE: CMA (2001a)

Por otra parte, los desarrollos urbanos realizados en la periferia manifiestan una problemática radicalmente distinta, caracterizada por la absorción de los grandes aumentos de población urbana durante el mayor período de desarrollo en Andalucía. Los desequilibrios más importantes son:

a) Urbanismo agresivo, que literalmente arrasa con la morfología anterior del territorio, transformando el paisaje rural y natural circundante de forma indiscriminada.

b) Crecimiento incontrolado, que impide a amplios sectores urbanos el dotarse de una estructura coherente. Con ello se aumenta la dependencia de los mismos respecto de los centros históricos para abastecerse de un gran número de funciones urbanas (comercio, servicios, etc.).

c) Déficit de infraestructuras y equipamientos en relación a la población abastecida, que refuerza la dinámica anterior de dependencia del centro urbano.

1.3.2.2. Paisaje urbano

El paisaje urbano es definido como la percepción sensorial de los elementos abióticos y bióticos que configuran el ecosistema urbano. La imagen de la ciudad es determinante en la calidad de vida de la misma. Tradicionalmente se consideran entre los factores físicos: la arquitectura; el equilibrio entre zonas peatonales y los viales; la abundancia de espacios abiertos; la armonía en la integración de las zonas verdes; la higiene y limpieza urbanas; el clima a lo largo del año, etc. Pero también existen factores sociales como: la abundancia de actividades al aire libre; paseos en bicicleta; manifestaciones artísticas y culturales en las calles, etc. En definitiva, todos aquellos hechos urbanos que atraen la atención de los ciudadanos y que manifiestan una elevada calidad de vida.

Las condicionantes urbanísticas y estructurales del paisaje urbano no se han relacionado hasta muy recientemente con las consideraciones ambientales y ecológicas del modo de vida urbano. La elevada discrecionalidad y falta de armonía (diferencia fundamental con el paisaje natural) han caracterizado al paisaje urbano de estresante y caótico, donde las agresiones sensitivas (básicamente auditivas y visuales) son constantes para el ciudadano.

El urbanismo ha acaparado el interés por el paisaje en la ciudad, persiguiendo un ideal estético fundamentalmente, en el que se trata de preservar la imagen arquitectónica de la ciudad, básicamente en el centro histórico, tratando los espacios abiertos y zonas verdes en el mismo sentido coleccionista. No obstante, el paisaje urbano es una realidad cambiante, tal y como se manifiesta en las zonas de expansión de la ciudad, acorde a las nuevas necesidades de la sociedad, así como a los avances tecnológicos y la preocupación por el medio ambiente. La escasez de espacios abiertos y zonas verdes, el estado de los edificios y del centro histórico, el espacio para los peatones en relación con los viales y aparcamientos, etc., son características relativas al entorno edificado que inciden claramente en la percepción subjetiva de la calidad de vida de las ciudades.

En conjunto, las ciudades andaluzas disponen en sus centros urbanos de un paisaje urbano caracterizado por la presencia de hitos históricos y culturales que jalonan los itinerarios y paseos por la ciudad tradicional.

1.3.2.3. Déficit de zonas verdes

La incidencia de los espacios verdes y abiertos sobre el hombre urbano traspasa las consideraciones meramente biológicas y físicas, influyendo en el estado de ánimo y en la imagen que se tiene de la ciudad (paisaje urbano) y su calidad de vida.

El verde urbano tradicionalmente ha tenido un uso residual, necesario por regla general para: compensar densidades edificatorias elevadas, como excusa o relleno para los usos públicos (aparcamientos, estaciones, plazas) en terrenos de limitado interés inmobiliario, y para delimitar espacios urbanos emblemáticos. En el contexto español pocas han sido las ciudades que han formulado el binomio espacio urbano-verde en su pleno sentido. Razones a ello bien pueden fundamentarse en la herencia de las ciudades históricas, donde el denso y colmatado centro necesita de auténtica "cirugía urbana", la cual apenas alcanza a la inclusión de solitarias piezas de verde (alcorques, glorietas), dejando las amplias zonas verdes para la periferia. Sin duda, el hecho de su escasa rentabilidad económica repercute en su escasez, dado que su promoción y gestión son públicas y su oferta es rígida, sin responder a las necesidades de un hipotético mercado de zonas verdes.

Según esta tendencia, el uso genérico "verde" queda relegado a operaciones de encaje de piezas urbanas y espacios abiertos, donde satisface necesidades estéticas y paisajísticas. Los espacios

verdes cumplen un importante papel en los niveles de calidad de vida y los flujos del metabolismo urbano (Salvo y García, 1993). El reconocimiento de estas funciones potenciaría claramente su desarrollo. La promoción y gestión de parques periurbanos y cinturones verdes en la ciudad juega un papel trascendental en el crecimiento urbano, evitando la localización de usos contaminantes y marginales, así como la reducción en las densidades edificatorias, cambiando las pautas de localización de la población y el urbanismo intensivo de zonas más céntricas.

1.3.2.4. Calidad de vida y vivienda

Los componentes de la estructura urbana tienen un reflejo directo sobre los niveles de satisfacción, bienestar o calidad de vida. En concreto, las características de las viviendas inciden de forma especial sobre la calidad de vida de los ciudadanos. La antigüedad, la calidad y tipología edificatorias, la amplitud, la dotación de servicios, la cercanía a los lugares de trabajo, compras y ocio, etc. determinan en gran medida las decisiones de localización de la población en unos barrios o en otros. Ciudades donde las condiciones de vivienda no son dignas con crecimientos urbanísticos incontrolados (arrabales) y sin asegurar las dotaciones e infraestructuras básicas, están abocadas a la insostenibilidad social (deficiente calidad de vida, pobreza, marginación, etc.), económica (consumo y producción ineficientes, dependencia financiera del exterior al no generar la ciudad rentas suficientes, economía sumergida, etc.) y ambiental (contaminación, agotamiento recursos básicos cercanos y pocas posibilidades de importarlos del exterior, acumulación de residuos, etc.).

Si bien las ciudades andaluzas presentan niveles de calidad de las viviendas más que aceptables, los desarrollos urbanos de mediados de siglo y las viviendas de los centros históricos con más de un siglo de antigüedad, muestran deficiencias en términos de equipamiento y conexión a redes de saneamiento y distribución.

1.3.2.5. Transporte y congestión

El aumento espectacular del parque automovilístico en los últimos decenios supone crecientes problemas de congestión, contaminación atmosférica, ruido, pérdida de espacios abiertos (destinados a aparcamientos) y peatonales, etc. El tráfico urbano se erige en uno de los principales factores causantes del efecto invernadero local o *isla de calor.*

Las ciudades muestran la apariencia de un gran aparcamiento colapsado, que es surcado por vías de cemento transitadas continuamente por vehículos. El aumento de la población y de las necesidades de movilidad obligada (por motivo de trabajo o estudios) ante la separación física de los usos (residencial, ocio, laboral) obligan a una asignación creciente del espacio urbano y de infraestructuras y dotaciones destinado al transporte. Las necesidades de aparcamiento son otras carencias que muestran muchas ciudades ante el incremento descontrolado del parque automovilístico. La peatonalización del centro y la creación de corredores de alta capacidad que descongestionen estos flujos masivos son alternativas que necesitan de importantes inversiones y obras de ingeniería urbana.

Los efectos de los atascos y elevadas densidades circulatorias están en clara relación con problemas de contaminación acústica y atmosférica, así como otros problemas psíquicos como estrés, falta de comunicación, etc. En general, los problemas de tráfico y de movilidad son muy importantes en las grandes ciudades andaluzas. La creciente preferencia por el transporte privado junto al aumento del número de vehículos (el cual se ha duplicado en el período 1983-1995) son las tendencias más importantes observadas en los últimos años, las cuales llevan a una situación de clara insostenibilidad. Por otra parte, derivado de los mayores niveles de desarrollo, de la densidad poblacional y de la separación entre usos urbanos, se produce un claro aumento del número de desplazamientos por persona y día, sobre todo desde los entornos metropolitanos hacia las ciudades cabecera del área.

1.3.2.6. Descentralización funcional vs. degradación rural

La inaccesibilidad provocada por los atascos circulatorios y la elevada densidad de población es un problema creciente en las áreas urbanas. Hay una clara tendencia hacia la descentralización desde el interior hacia áreas exteriores de personas y empleos en la mayoría de las ciudades. La localización de nuevos desarrollos se realiza sobre áreas más descongestionadas y con calidad de vida, en claro contraste con el centro urbano. Sin embargo, esta tendencia genera desplazamientos más largos y tráfico adicional. Por ello, resulta necesario acompañar el proceso de descentralización de la planificación y provisión de los servicios locales adicionales, para que el desarrollo de estas nuevas centralidades encuentre

la provisión de servicios necesarios, así como la localización de la población en distancias que permitan el uso de transportes públicos o no mecanizados.

Este proceso también se observa con mucha intensidad en Andalucía. Todas las grandes aglomeraciones urbanas de Andalucía son monocéntricas, polarizando el desarrollo territorial de las ciudades satélite a su alrededor y evolucionando hacia una situación de policentrismo. Las externalidades negativas derivadas de la concentración de actividades y población en el núcleo de las áreas metropolitanas se traducen en carestía de las viviendas y del precio del suelo, así como en problemas de congestión y distribución de mercancías. Por estas causas crecen los asentamientos periféricos, crecimiento que ha de ir acompañado de medidas para la descentralización de ciertas funciones urbanas (administraciones públicas y servicios varios), hasta hace poco monopolio del centro de la aglomeración.

No obstante, a pesar de que se producen estas relocalizaciones de la población en áreas circundantes al espacio metropolitano, también se constata un claro desequilibrio en la relación con el entorno rural de los grandes asentamientos. Este hecho, constatado en WHO (1991), produce una degradación del espacio rural ante el abandono de pedanías, dehesas, etc. muy ligadas al mantenimiento de los ecosistemas naturales y agrarios de la región, incluidos parques naturales y espacios de especial protección.

1.3.2.7. Posición relativa en el sistema de ciudades urbano

El papel geoeconómico que juegan las ciudades en relación a su entorno regional, nacional o internacional, resulta determinante a la hora de analizar la incidencia de las macrotendencias del entorno sobre aspectos relevantes de la sostenibilidad. La función que adopta la ciudad en el sistema de ciudades (cabecera regional, capital de provincia, cabecera de área metropolitana, ciudad media, etc.) supone un papel o especialización urbana que puede incidir en las decisiones de localización de población y actividad económica en la misma.

1.3.3. Aspectos ambientales

Los estrangulamientos ambientales se resumen en el balance asimétrico de los ciclos de materias y energías comentado en el epígrafe 1.2. Desde una perspectiva interna se analizan los aspectos referidos a consumo de recursos y generación de residuos, así como contaminación urbana. No se consideran aquellos otros efectos sobre otros ecosistemas naturales como la pérdida de biodiversidad, agotamiento de recursos naturales en otros ámbitos, etc.

1.3.3.1. Desequilibrios en el ciclo del agua

El crecimiento urbano tiene principalmente dos efectos sobre los recursos hídricos del entorno: a) la sobre-explotación de los cauces fluviales y aguas subterráneas, agravada por la salinización en las zonas costeras; y b) la contaminación, dado el volumen creciente de residuos nocivos que se vierte en las aguas. A partir de esta idea simplificadora, se pueden identificar los dos ámbitos en los que se centran los desequilibrios del ciclo del agua: a) abastecimiento y consumo; y b) saneamiento y depuración.

Las ciudades son consumidoras netas de agua, ya que no generan, mediante evapotranspiración más que mínimos aportes al ciclo del agua. La falta de disponibilidad de agua constituye una de las grandes debilidades en las crisis ambientales urbanas, que obliga a un necesario cambio en las pautas de consumo y comportamiento social. Las crecientes necesidades de agua por parte de las ciudades resultan un problema desde el punto de vista del abastecimiento y de la sostenibilidad de las fuentes hídricas y del resto de ecosistemas que subsisten de ellas.

En Andalucía, la disponibilidad de agua ha condicionado históricamente el desarrollo de las ciudades, las cuales han tratado de superar los largos períodos de sequía propios de nuestro clima mediante captaciones de aguas cercanas y almacenamiento del agua de lluvia. Si bien los usos urbanos no suponen en torno al 15% de la demanda total de agua en Andalucía, se puede afirmar que han condicionado la evolución hidrográfica en la región. Los desarrollos poblacionales y urbanísticos no han considerado las implicaciones ambientales de las nuevas necesidades de abastecimiento de agua, desembocando en el deterioro y agotamiento de las fuentes de agua de los entornos urbanos, así como en la ampliación de la huella ecológica, pues el agua es transportada desde ámbitos cada vez más lejanos. En términos de usos alternativos, las crisis hídricas previstas en el futuro vendrán del lado urbano. Las principales opciones pasan por medidas de oferta y de demanda, entre ellas: aumento de la capacidad, diversificación de las fuentes de suministro, y contención de la demanda urbana.

En referencia al segundo de los grandes ámbitos en los que se divide el ciclo urbano del agua, destacan los aspectos referidos a: la depuración, el saneamiento y la reutilización.

Las aguas residuales, por otra parte, suponen poderosos medios de contaminación de cauces fluviales y marinos, así como de aguas subterráneas. La depuración de las aguas residuales constituye todavía uno de los principales problemas de las ciudades andaluzas, dado el elevado porcentaje de población sin cobertura de tratamiento secundario y terciario para las aguas residuales.

La calidad del agua de consumo urbano resulta todavía un problema importante en las zonas costeras. Especial referencia merece el impacto de las aguas residuales en los ecosistemas litorales, caracterizados por la extrema presión demográfica y urbanística que provoca consumos punta con una alta estacionalidad. La elaboración de Planes de Saneamiento Integral en las áreas urbanas litorales surge ante la necesidad de contrarrestar las emisiones de aguas residuales al mar, cuyas aguas tardan más de cuatro siglos en renovarse.

Al igual que ocurre en lo referente al ciclo de la energía, se puede calificar el ciclo urbano del agua como de derrochador. La elaboración de planes supramunicipales de gestión integral del ciclo del agua parece ser la apuesta en nuestra región, como apunta el Plan Director de Infraestructuras de Andalucía 1997-2007. La coherencia en la gestión del recurso escaso agua conseguida gracias a la creación de consorcios y mancomunidades de municipios (los cuales abastecen a más del 77% de la población andaluza, fundamentalmente costera) avala la difusión de esta iniciativa a toda la región.

1.3.3.2. Desequilibrios en el ciclo de la energía

El ciclo de la energía en las ciudades se caracteriza por dos hechos: la dependencia de fuentes externas y la reducida eficiencia del consumo. Los consumos energéticos asociados a las ciudades son siempre crecientes y más que proporcionales al crecimiento urbano. Los combustibles fósiles son la principal fuente energética, por lo que las ciudades se convierten en demandantes netos de petróleo, gas y derivados de éstos. La electricidad es el recurso básico para la calidad de vida urbana y en su mayoría está producida por centrales térmicas que generan considerables externalidades ambientales negativas. Por otra parte, la ciudad manifiesta una fortísima dependencia de las fuentes de energía basadas en combustibles fósiles, frente al escaso uso actual de fuentes de energía solar o eólica básicamente.

La región andaluza es demandante neta de energía convencional (petróleo y gas). El grado de autoabastecimiento (8%) obliga a la región a asumir costes y dependencia económica crecientes. En Andalucía el combustible proviene masivamente de los países productores (Oriente Medio y norte de África), desde donde se traslada a nuestra región (p.e.: a través de Argelia, mediante el gasoducto Magreb-Europa) para su consumo directo o transformación en las refinerías y centrales productoras de la franja litoral. Este proceso genera importantes emisiones contaminantes a la atmósfera.

Las repercusiones ambientales directas del incremento de energías convencionales asociado al desarrollo urbano (transporte, calefacción y climatización, alumbrado) difieren en base al parque automovilístico, especialización industrial o usos del suelo de las ciudades. Se estima que el uso de combustibles fósiles es el responsable del 75% de las emisiones de CO_2 y del 90% del SO_2 entre otros agentes contaminantes.

Como se desarrolla en el informe realizado para la Consejería de Medio Ambiente (CMA, 1997a), el consumo de energía de las ciudades andaluzas se caracteriza por:

a) Dentro de las ciudades, el consumo energético mayor se da en el transporte, de ahí que sea prácticamente proporcional al parque automovilístico. Las dos grandes ciudades andaluzas (Sevilla y Málaga) acaparan casi el 20% del parque automovilístico y concentran el consumo de combustibles fósiles a nivel regional.

b) Las 10 grandes ciudades (capitales de provincia junto a Jerez de la Frontera y Algeciras) consumen únicamente el 15% de la energía eléctrica de la región, pese a que representan un porcentaje de población muy superior.

c) El conjunto de ciudades medias (entre 50.000 y 100.000 habitantes) consume casi el 50% de la energía eléctrica regional.

d) El resto es consumido por entornos urbanos y rurales de menor tamaño, de lo que se deduce la menor eficiencia energética por habitante en estos casos, así como del sistema de abastecimiento y consumo regional. Se pueden encontrar ciudades muy pequeñas que consuman como una gran ciudad,

debido a la localización en la misma de grandes industrias básicas.

Las medidas de eficiencia energética en las ciudades persiguen la obtención del máximo rendimiento por unidad de energía, el cual en la actualidad es muy bajo. En comparación con la media de los países industrializados, el rendimiento energético es muy inferior. Casi el 40% de la energía primaria se emplea en los centros productores (centrales eléctricas y refinerías) o se pierde en el transporte y distribución a las ciudades. A su vez, la eficiencia ambiental de los usos energéticos ha de perseguir la minimización del impacto ambiental por unidad de energía consumida. Un uso más eficaz de la energía permitiría la reducción de la contaminación atmosférica urbana y, consecuentemente su aportación al efecto invernadero.

Por otra parte, las ciudades andaluzas presentan un gran potencial para el aprovechamiento pasivo de la energía, básicamente para acondicionamiento climático, propias del clima mediterráneo, lo que hace que sus consumos energéticos (y contaminación urbana derivada) para acondicionamiento sean menores que en otros entornos centroeuropeos. Sin embargo, las tipologías edificatorias actuales parecen abandonar los diseños tradicionales que aprovechan muy eficientemente las condiciones de temperatura, iluminación y ventilación naturales.

El desarrollo de energías alternativas aplicadas al medio urbano ha de dirigirse a cambiar diametralmente la situación actual, orientándola hacia el autoabastecimiento energético de las ciudades. Las principales opciones pasan por la energía solar, la eólica y los biocarburantes, entre otros.

En lo relativo a la energía solar, la dotación actual de paneles solares apenas supone el 2% de la potencialmente instalable. La aplicación de paneles solares en las ciudades se destina fundamentalmente para el suministro de agua caliente en los hospitales y la calefacción en edificios públicos, así como en hoteles en las zonas turísticas. La energía eólica podría permitir el abastecimiento eléctrico urbano. Destaca el ejemplo de las centrales instaladas en Tarifa (Cádiz), las cuales, con la capacidad actual, producen anuamente una energía similar a la consumida habitualmente por una ciudad como Algeciras.

Otra solución ligada al medio urbano reside en el uso de biocarburantes (obtenidos de la biomasa de residuos vegetales), los cuales son biodegradables y no emiten substancias tóxicas a la atmósfera. La enorme producción de residuos sólidos generados por las grandes ciudades podría permitir su transformación en electricidad, mediante determinados procesos de digestión anaeróbica y/o incineración controlada.

También, entre las aplicaciones energéticas urbanas intermedias a las nuevas energías y las tradicionales se encuentran: la producción de electricidad a partir de minicentrales hidráulicas, el uso del gas natural y la cogeneración[37].

Las ciudades de Cádiz y Jaén participan en programas comunitarios de cooperación entre ciudades con programas de eficiencia y ahorro energético, desarrollando novedosas experiencias en el campo de la electrificación de edificios. Por otra parte, desde la administración autonómica se promueve el uso de vehículos movidos por gas para transporte público en distintas ciudades (Sevilla, Córdoba, etc.).

1.3.3.3. Desequilibrios en el ciclo de materias

Las ciudades desarrollan un ciclo de materias, suponiendo los inputs destinados a su consumo directo, transformación e intercambio para el desarrollo de las distintas facetas (humanas, sociales, industriales, etc.) que determinan la actividad urbana.

Dos son los grandes grupos de problemáticas asociadas al ciclo de materias en la ciudad. En primer lugar, la presión que ejerce sobre el medio ambiente del cual obtiene las materias (alimentos, petróleo, etc.), esquilmando, al igual que ocurre con los recursos hídricos, la biodiversidad y riqueza natural de otros ámbitos; y en segundo lugar los problemas derivados de la generación de residuos sólidos urbanos y residuos peligrosos. Las ciudades generan importantes cantidades de residuos y desechos diversos con graves consecuencias de contaminación sobre ríos, suelo y subsuelo. Los residuos son el estadío final de un proceso, caracterizado por las importantes problemáticas ambientales que genera y por la posibilidad de constituirse en ciclo cerrado, en caso de incorporación plena de los mismos de nuevo como input del metabolismo urbano.

37. La cogeneración consiste en la producción de electricidad y calor útil, autoabasteciendo de energía a la propia instalación y suministrando la electricidad sobrante a la red. Estas instalaciones utilizan combustibles renovables como son los aceites vegetales, o el tratamiento de residuos sólidos urbanos. El rendimiento y la eficiencia de esta fuente energética es muy superior al de una central térmica.

En Andalucía la producción de residuos se concentra en los ámbitos de las diez ciudades con más de 100.000 habitantes, que generan más de la mitad del volumen total de basuras. En referencia a la composición de las basuras, se constata el hecho de que mientras los pequeños municipios muestran unos mayores porcentajes de residuos orgánicos (más de la mitad de las basuras), en las grandes ciudades los residuos de papel-cartón, vidrio y plásticos son en conjunto mayores a la materia orgánica.

La eliminación del enorme volumen de estos residuos domésticos supone un problema muy importante al cual se enfrentan las ciudades de muy diversas maneras. Entre las soluciones alternativas, se parte de la idea de que los vertederos controlados son muy limitados y tienen problemas de continuidad, tratando en la actualidad cerca del 58% de los residuos generados. Por otra parte, se reduce el número de vertederos incontrolados (23% de los residuos, frente al 58% a mediados de los 80) que contaminan las aguas subterráneas y provocan incendios por quemas incontroladas. La incineración también supone problemas de contaminación atmosférica muy importantes. Las plantas de compostaje y reciclaje (biorreciclaje) se comienzan a utilizar en fechas muy recientes, suponiendo, junto a las de incineración, el 19% de las basuras generadas.

Por parte de las administraciones regional y locales se promueve el desarrollo de mancomunidades para la gestión de residuos, lo que permite reducir la heterogeneidad existente es este aspecto y el aprovechamiento de las economías de escala derivadas. Los Planes Directores Provinciales de Residuos Sólidos Urbanos que se desarrollarán en los próximos años proponen una red regional de instalaciones para la gestión de los residuos sólidos urbanos que permita su reciclaje y valorización.

La recogida selectiva permite obtener mayores tasas de reciclaje de las basuras, contribuyendo a la mejora de la calidad ambiental al suponer un ahorro de materias primas y de la energía destinada a su fabricación. Por otra parte, puede suponer una fuente de generación de empleo relacionado con el sector ambiental. Los contenedores de recogida selectiva de vidrio, papel-cartón y plásticos han tenido una gran difusión en las ciudades andaluzas. Todas las ciudades con más de 5.000 habitantes tienen recogida selectiva de vidrio.

La recogida selectiva de los residuos orgánicos (cerca del 50% del total de basuras domésticas) y de los lodos de las depuradoras urbanas, permite su utilización para la elaboración de compost en plantas de aprovechamiento. Destaca la experiencia de Córdoba que desde 1983 mantiene un servicio de recogida selectiva de materia orgánica. En referencia a los residuos peligrosos, señalar que apenas representan un 0,1% de las basuras domésticas, por lo que su origen está localizado casi exclusivamente en los entornos industriales. Las pilas-botón, medicamentos y residuos hospitalarios y aceites usados son objeto de recogida selectiva con una creciente implantación.

La industria es una de las principales fuentes de contaminación de las zonas urbanas y su entorno. Los vertidos de substancias y materiales de desecho, tienen graves consecuencias no sólo ambientales, sino también urbanísticas. La respuesta tradicional ha sido reubicar la industria en los márgenes de la ciudad, agravando en la mayoría de los casos los ya muy importantes problemas ambientales de esta zona. Los residuos industriales conllevan un alto riesgo de impacto medioambiental sobre los ecosistemas receptores y la salud humana, máxime en el caso de los residuos tóxicos y peligrosos. Las ciudades de las provincias con mayor grado de industrialización (Huelva, Cádiz y Sevilla) generan el 76,8% del total de los mismos.

1.3.3.4. Contaminación atmosférica

En la atmósfera urbana están presentes un conjunto de substancias extrañas a la naturaleza, resultado de los procesos derivados del desarrollo urbano. Emisiones en forma de gases y partículas de polvo en suspensión, así como el aumento de la temperatura, afectan en gran medida a la calidad de vida urbana.

Las consecuencias directas a medio y largo plazo de la contaminación atmosférica son importantes para la salud humana. Por otra parte, la polución del aire no es debida únicamente a un sólo agente contaminante, sino que de ordinario se produce una acción combinada de varios de ellos, siendo los principales el tráfico y las actividades industriales.

La contaminación atmosférica es un problema relativamente desconocido para las ciudades andaluzas no industriales. Lo tardío del proceso industrial, así como lo concentrado de su localización, suponen la casi ausencia de crisis de contaminación atmosférica salvo hechos puntuales y muy aislados. Hasta pasada la mitad del siglo XX no se comienza a

tomar conciencia general sobre las repercusiones ambientales de la localización de industrias básicas en los aledaños de las ciudades. No obstante, los enclaves industriales de Huelva y la bahía de Algeciras empiezan a tener consecuencias muy negativas en la calidad de los ecosistemas limítrofes, incluido el urbano.

En lo relativo a la polución derivada del tráfico y actividad urbana, no es hasta los setenta cuando el creciente parque automovilístico empieza a ser un problema no sólo desde el punto de vista espacial o físico (atascos y problemas de aparcamiento, pérdida de espacio para el peatón) sino también ambiental.

Los problemas de contaminación atmosférica industrial se van corrigiendo paulatinamente a partir de la década de los ochenta gracias por una parte a la mayor concienciación social e internacional sobre las necesidades del control de las emisiones, también debido al desarrollo de normativas sectoriales cada vez más rigurosas y acordes a la legislación comunitaria, así como a la creación de instrumentos más eficientes de control y lucha contra la contaminación (donde destaca la Red de Control y Vigilancia de la Contaminación Atmosférica de Andalucía).

La contaminación derivada del tráfico de vehículos tiene una especial incidencia en las ciudades donde el volumen de tráfico es mayor o bien cuentan con la presencia de industrias básicas en su entorno. Las provincias de Málaga y Sevilla, seguida de Córdoba y Cádiz son las que muestran mayores niveles de emisiones atmosféricas. En Málaga y Sevilla se concentra el 20% del total de vehículos de la región, mostrando los mayores índices de contaminación de CO y NOx por fuentes móviles.

1.3.3.5. Contaminación acústica

Otro aspecto de la contaminación ambiental urbana al que cada día se le otorga mayor importancia como coadyuvante de la salud psíquica es el referido al aumento del nivel sonoro urbano. Se considera como ruido una combinación de sonidos heterogéneos que puede producir molestias con efectos fisiológicos y psicológicos en los individuos. Los centros de las grandes ciudades y las márgenes de las principales arterias de tráfico rodado, junto a las cercanías de aeropuertos y polígonos industriales, son los puntos donde se registran los niveles de ruido más elevados. La intensidad de los ruidos que se generan en la ciudad se va incrementando por la caja de resonancia que constituyen los pavimentos duros, las superficies planas y acristaladas de los edificios y los otros elementos urbanos.

Las ciudades andaluzas son consideradas entre las más ruidosas de España. En Andalucía, el 56% de la población que vive en ciudades superiores a 50.000 habitantes soporta actualmente niveles de ruido no deseables (superiores a 65 dB), cifra muy superior a la media comunitaria, donde sólo afecta entre el 17 y el 20% de la población. Asimismo, se aprecian diferencias entre los niveles de ruido diurnos y nocturnos, derivados de las diferencias de actividad urbana. Desde el punto de vista perceptivo, el 51% de la población encuestada al respecto opina que tiene bastante o mucho ruido en casa (CMA, 1996a).

1.3.3.6. Contaminación lumínica y electromagnética

El exceso de luz en las ciudades, en los viales y en diferentes tipos de instalaciones, perjudica de forma significativa la salud humana al producir afecciones psíquicas. La contaminación lumínica es el brillo o resplandor de luz en el cielo producido por la difusión y reflexión de la luz artificial en los gases y partículas de la atmósfera. Este resplandor, producido por la luz que se escapa de las instalaciones de alumbrado de exterior, produce un incremento del brillo del fondo natural del cielo. Otras instalaciones que producen contaminación lumínica son los alumbrados decorativos u ornamentales en los que el flujo de luz se difunde en todas las direcciones, especialmente sobre el horizonte, como son las bolas o globos y faroles.

En referencia a la contaminación de tipo electromagnético proveniente de aparatos eléctricos, así como aquella otra contaminación por ondas derivadas de antenas y aparatos de telefonía móvil, aún no existe un consenso científico suficiente para establecer en qué grado repercuten en la calidad de vida de la población urbana. No obstante, existen algunos indicios que, sobre todo en el caso de los aparatos eléctricos, inducen a pensar que su exposición prolongada puede producir alteraciones severas en la salud.

1.3.4. Tipología urbana y problemática ambiental en Andalucía

La evolución genérica descrita para el desarrollo urbano en el primer epígrafe también ha tenido su plasmación en la región andaluza, si bien a una escala y en un momento temporal distintos. Las ciudades andaluzas no muestran los elevados índices de concentración de población de algunos países europeos como Reino Unido, Holanda o Bélgica,

donde la tendencia a vivir en las grandes ciudades es mayor. Sin embargo, a pesar de la fuerte tradición rural y agraria, así como del retraso en el proceso de urbanización en Andalucía, la aceleración de este proceso es de tal magnitud que permite caracterizar a las ciudades andaluzas como las más dinámicas respecto a la media nacional en crecimiento poblacional en referencia a los datos censales[38].

El proceso de urbanización en Andalucía se acelera desde mediados del siglo XX. En 1950, el 43% de la población vivía en localidades de más de 20.000 habitantes, siendo un 17% al considerar solamente los asentamientos urbanos de más de 125.000 habitantes. En 1991, de los cerca de 7 millones de personas censadas, la población que reside en ciudades de más de 20.000 habitantes supone un 62%, siendo un 34% la que reside en ciudades de más de 125.000 habitantes. Son las capitales de provincia las que polarizan estos crecimientos demográficos materializados en procesos de migración rural que han dejado una honda huella en la sociedad andaluzas, tal y como manifiestan las diferencias en niveles educativos, empleo y estructura de edades entre entornos urbanos y rurales.

Inicialmente, el proceso de urbanización de Andalucía puede explicarse por tres grupos de factores:

a) El subdesarrollo andaluz. La depresión económica, cuyos efectos son mayores en el medio rural, junto a la guerra civil y la autarquía (o aislamiento del exterior) plantean un panorama poco esperanzador que contrasta con las creciente oportunidades urbanas. El escaso dinamismo económico en los sectores propios del medio rural, así como los crecientes niveles de desempleo caracterizan esta situación. Las reformas y contra reformas agrarias y la deficiente estructura de propiedad, provocan la reducción de los salarios y el exceso de población agraria nutre de obreros a las escasas industrias florecientes y, sobre todo, a los empleos urbanos.

b) La política desarrollista del gobierno. Iniciada con el Plan de Estabilización (1959), supone la aparición de las tardías ciudades industriales asociadas a ámbitos portuarios (Polo petroquímico de Huelva, Bahía de Algeciras y Bahía de Cádiz). La creación de enclaves industriales supone el desarrollo de entornos urbanos ligados a los mismos con unas características propias cercanas a la idea moderna de ciudad industrial (predominancia de los barrios obreros -llamados barrios colmena- , escasos espacios verdes, altos niveles de contaminación, desarrollo urbano desordenado, etc.).

c) La terciarización de la economía. El empleo agrario se vuelca progresivamente hacia el sector eminentemente urbano: los servicios. Como ejemplo de este fenómeno identificado como "desarrollo" se encuentra el llamado "boom turístico", asociado al otro de la construcción, muy importantes para la urbanización de las ciudades de la Costa del Sol en los sesenta y setenta.

En Andalucía, región de profunda tradición agraria, los fenómenos industriales no se produjeron de forma tan intensa, por lo que el crecimiento de las ciudades andaluzas no destaca hasta ya entrado el siglo XX. Salvo enclaves industriales relacionados con la minería (franja pirítica y Puerto de Huelva, Sevilla, La Carolina y Linares), la siderurgia (Sevilla, 1918-1921), y el caso de Málaga en el que la industria siderúrgica (1899-1919), textil algodonera (1883-1919) o azucarera (1914), la industrialización no supuso transformaciones urbanas apreciables, centrándose en la transformación de productos agrarios (aceite, vinos, azúcar, etc.). No es hasta finales de los cincuenta cuando se producen los fenómenos de éxodo rural al extranjero y la concentración de la población en las ciudades.

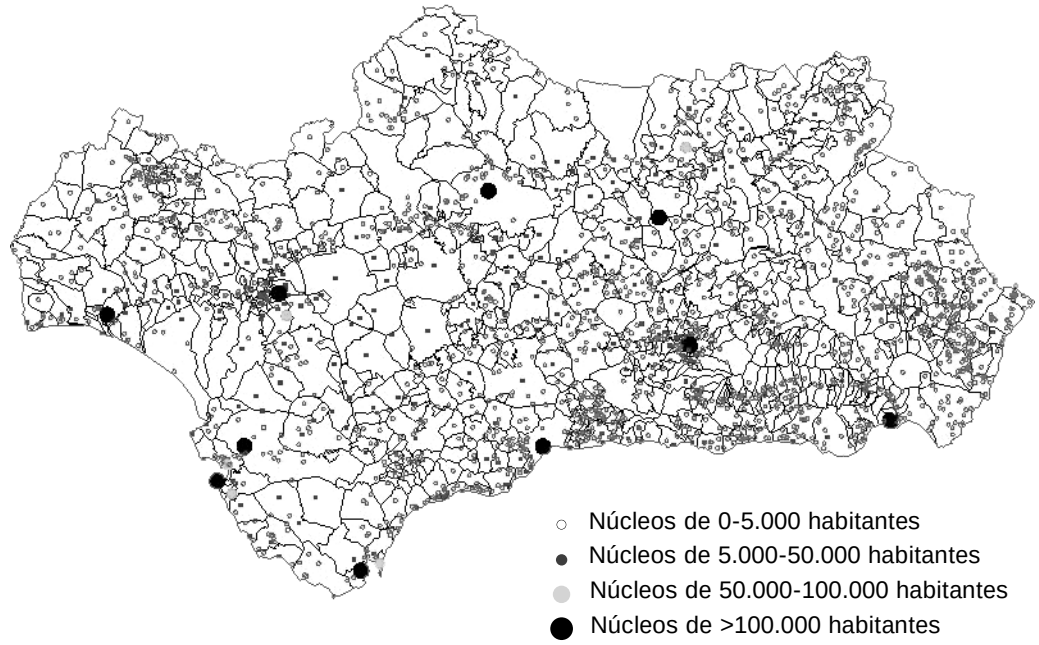
En la actualidad, el sistema de ciudades de Andalucía (Figura 1.2.) se caracteriza por la conjunción de dos dinámicas regionales:

a) Por una parte, la estructura multipolar tradicional, que favorece la diseminación en el territorio del fenómeno urbano (con una menor intensidad en los estrangulamientos ambientales urbanos) y donde se pueden diferenciar una serie de grandes subsistemas con sus respectivas ciudades cabecera y sus ámbitos de influencia.

b) En segundo lugar, la estructura jerárquica favorece la concentración de población en las grandes ciudades, en la que Sevilla, Málaga y Granada configuran importantes áreas metropolitanas en torno al millón de personas y con mayores problemas de congestión y de índole ambiental urbana.

38. Para un análisis demográfico más en detalle destacan García y Ocaña (1986) y Ocaña (1998).

Figura 1.2. Sistema de Ciudades de Andalucía



FUENTE: CMA (1996a) siguiendo la clasificación de la DG. Ordenación del Territorio (Consejería de Obras Públicas).

Desde el punto de vista ambiental, las consecuencias de la evolución urbana descrita son claras. El crecimiento demográfico, además de aumentar la densidad urbana, supone la ampliación de la huella ecológica de la ciudad sobre el territorio.

El desarrollo urbano acarrea *per se* incrementos en los recursos necesarios para el abastecimiento de la población y de las actividades económicas tales como abastecimiento de agua, de energía eléctrica, de combustibles, alimentos, etc. La capacidad de generación de estos recursos por parte del entorno va quedando superada por la demanda, lo cual obliga a la construcción de nuevas presas, diques, centrales eléctricas, importación de combustibles, etc., que amplían la huella ecológica del sistema urbano. Asimismo, la necesidad de nuevas infraestructuras de transporte, viviendas y equipamientos obliga al uso intensivo de materiales de construcción (obtenidos de las canteras cercanas) y al diseño de carreteras y autovías que rasuran el territorio suponiendo auténticas fronteras para el desarrollo de los ecosistemas naturales.

La mayor densidad de población puede llegar a suponer también la congestión de los sistemas de transporte dentro de la ciudad, problemáticas de ruidos, así como aumentos, con visos de insostenibilidad, de los consumos de agua, energía o generación de residuos sólidos y emisiones a la atmósfera. El diseño urbano de ciudades superpobladas de rápido crecimiento requiere importantes obras de infraestructura y equipamientos que aseguren mayor eficiencia en los consumos de recursos naturales, así como minimización de los residuos inútiles generados.

Por otra parte, el aumento del metabolismo urbano genera de forma más que proporcional un crecimiento de los residuos o desechos derivados de las actividades urbanas. Los residuos sólidos urbanos, así como las aguas residuales, producen un daño ecológico muy importante en el entorno más cercano de la ciudad.

Si asumimos el hecho de que las grandes ciudades son las que tienen más posibilidades de padecer con mayor gravedad los desequilibrios ambientales, Sevilla y Málaga son las primeras candidatas a protagonizar crisis ecológicas urbanas. Además de derivar en los problemas ambientales generados dentro de la ciudad (ruido, polución, etc.). La crisis ecológica viene generada por la no sostenibilidad de la relación ciudad-entorno en alguna de sus facetas más importantes:

a) Dependencia energética. De forma creciente, el metabolismo urbano (transporte, calefacción, industria) se basa en el consumo de combustibles fósiles (petróleo) y sus derivados o transformados. Junto a la electricidad, la cual es generada normalmente por plantas térmicas basadas en combustibles fósiles, esta dependencia energética deriva en contaminación atmosférica.

b) Dependencia hídrica. De igual manera, la ciudad no genera el agua que consumo, por lo que necesita importarla de otros ámbitos. El agua embalsada y las aguas subterráneas son las principales fuentes de suministro para las ciudades, donde los períodos de sequía tienen efectos drásticos (Cortes de suministro).

c) Generación de residuos. Por otra parte, los residuos generados (sólidos, acuáticos, industriales, etc.) suponen una fuente muy importante de contaminación del medio, comprometiendo incluso el desarrollo futuro de la ciudad que carece de un entorno de calidad y necesita inversiones cuantiosas en generación del medio natural.

d) Erosión y transformación del paisaje y de los espacios forestales. El crecimiento urbano es un consumidor neto de espacio que no siempre transforma en su totalidad ni con criterios ecológicos. Ello deriva en que el borde urbano sea la franja de la ciudad donde se localizan los puntos de contaminación más graves, derivados de vertederos incontrolados, industrias contaminantes que no pueden emplazarse en el casco urbano, etc. Al igual que el punto anterior, esta dinámica condiciona el desarrollo futuro de la ciudad.

Sin embargo, el nutrido grupo de ciudades de tamaño medio (entre 10.000 y 100.000 habitantes) también presenta una problemática ambiental caracterizada por su diversidad. En este sentido, ha de señalarse que estos estrangulamientos ambientales normalmente no van ligados al propio desarrollo urbano, sino al desarrollo industrial, minero o agrario de la región, o a la atracción de las externalidades ambientales negativas derivadas de grandes ciudades que ejercen una clara influencia de capitalidad sobre estas ciudades medias de su área, localizando en los mismos infraestructuras de tratamiento de residuos sólidos, vertederos, polígonos industriales, infraestructuras de transporte de mercancías y pasajeros, etc.

En este sentido, dentro de la dinámica urbana merece especial mención el desarrollo industrial y costero. Los residuos industriales también han estado ligados tradicionalmente al desarrollo urbano. A pesar de que la industria andaluza es reducida por su tamaño relativo, los problemas de contaminación derivados de la misma sí son importantes dada su concentración. Las industrias de Huelva, Campo de Gibraltar y la minería localizada en Huelva, Sevilla, Córdoba y Almería suponen importantes fuentes de contaminación atmosférica y acuática. Antecedente importante y reciente es el accidente minero de Aznalcollar que ha dañado el Parque Nacional de Doñana.

En segundo lugar, el modelo de desarrollo urbano seguido en la franja litoral andaluza ha dado lugar a 5 de las 10 áreas metropolitanas identificadas en la región. Esta importancia del crecimiento en ámbitos litorales puede llegar a adquirir el carácter de continuo urbano, dada la extensa malla de ciudades medias que estructura estos espacios. Sin embargo, ante la fragilidad de los equilibrios ecológicos en los ámbitos litorales, estos elevados crecimientos urbanos han redundado en importantes desequilibrios ambientales. Con el caso emblemático de la Costa del Sol malagueña, el exceso de presión urbanística, el deficiente tratamiento de los residuos sólidos, la salinización y sobre-explotación de los acuíferos, los vertidos industriales incontrolados, la erosión de la costa y la alteración de las dinámicas litorales, etc.; suponen ya una hipoteca cierta al desarrollo futuro de las aglomeraciones urbanas litorales.

Las ciudades medias presentan una problemática ambiental muy diversa, ligada a su tipología concreta, la cual se puede resumir en (CMA, 1997a):

a) Agrociudades. Ciudades como Utrera, Palacios y Villafranca, Mairena del Aljarafe, Úbeda, etc. donde se mantiene una elevada proporción de población agraria y pocas características de la moderna ciudad terciaria o industrial. A los problemas ambientales comunes se une la necesidad de conservar la impronta

paisajística de esto s núcleos, normalmente "conjuntos históricos", cuyos emplazamientos constituyen una síntesis de la memoria histórica regional y ejemplos modélicos de integración entre naturaleza y cultura.

b) Ciudades interiores con un mayor nivel relativo de desarrollo industrial y terciario. Son los casos de ciudades como Linares, Andújar, Lucena, Puente Genil, Jerez de la Frontera o Écija, donde existe por lo general una mayor complejidad urbanística, que en algunos casos empiezan a asemejarse a las grandes ciudades. La ampliación de los espacios dedicados a la industria es la principal característica importante desde el punto de vista ambiental. Muchos de estos entornos (Linares, Lucena o Andújar) disponen de suelo industrial en dimensiones semejantes a los de algunas aglomeraciones urbanas.

c) Sistemas de ciudades litorales. El turismo y el desarrollo inmobiliario se encuentran normalmente unidos a estos ámbitos con un fuerte impacto ambiental, destacando los casos de Torremolinos, Marbella, Fuengirola, Mijas y Estepona, entre otros. Desde la perspectiva del metabolismo urbano, el sistema urbano litoral ha de hacer frente a dos problemas adicionales: las mayores necesidades de abastecimiento (de agua y energía) y la estacionalidad del consumo y de los vertidos, lo que afecta muy directamente al dimensionamiento y funcionamiento de las principales infraestructuras ambientales (suministro de agua, depuradoras, vertederos, etc.).

d) Ciudades que forman parte de áreas metropolitanas o aglomeraciones urbanas. En los casos de Alcalá de Guadaira, Dos Hermanas y Vélez Málaga, por ejemplo, los problemas ambientales generados (tráfico, contaminación, etc.) no pueden ser aislados del conjunto del área a la que pertenecen. Por otra parte, una gran mayoría de los equipamientos e infraestructuras ambientales han de dimensionarse a la escala del conjunto de la aglomeración (tratamiento de residuos sólidos, depuración de aguas residuales, intervenciones en el paisaje o en zonas verdes metropolitanas, etc.).

e) Ciudades medias y pequeñas especializadas en agricultura intensiva bajo plástico. En municipios como El Ejido, Motril o Roquetas de Mar, mediante estas técnicas de cultivo se consiguen producciones fuera de temporada. Estos municipios han experimentado importantes crecimientos demográficos y urbanos. Desde el punto de vista ambiental, la problemática generada en estas ciudades es muy particular y no trasciende en toda su importancia en los indicadores utilizados. En primer lugar, estos modos de producción necesitan una cantidad creciente de recursos hídricos que no siempre se pueden suministrar. Por otra parte, los residuos generados son más similares a los residuos domiciliarios. La recogida selectiva de los mismos reduciría el impacto ambiental tan importante de estas actividades. Finalmente, la necesidad de instalaciones artificiales (invernaderos, túneles o almacenes) que caracteriza los terrenos dedicados a la agricultura intensiva, da lugar a un fuerte impacto paisajístico.

1.4. Políticas hacia la sostenibilidad urbana

Por la importancia de los efectos que genera sobre el equilibrio del ecosistema global, el crecimiento urbano es objeto de análisis desde las políticas que, con el objetivo de la sostenibilidad, llevan a cabo las agencias e instituciones con capacidad para la toma de decisiones en cuestiones de desarrollo y medio ambiente. A partir de los esfuerzos realizados por parte de organismos internacionales como la Unión Europea, las Naciones Unidas, la OCDE o el Banco Mundial, cada vez resulta más habitual la incorporación de las metas medioambientales dentro de los objetivos de política socioeconómica. Este hecho resulta aún algo novedoso en la esfera local, aunque el desarrollo reciente de los instrumentos de planificación hacia la sostenibilidad local ha sido espectacular. La región andaluza ha participado igualmente de esta tendencia[39], considerándose en la actualidad como pionera en España en la implementación de programas de desarrollo sostenible. Mediante un enfoque desde lo global a lo local, el presente epígrafe trata de poner en contexto las iniciativas y políticas de desarrollo sostenible con incidencia urbana.

1.4.1. Origen del nuevo paradigma ambiental de la sostenibilidad

Para comentar el "nuevo paradigma ambiental" es referencia obligada la primera Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Humano celebrada en Estocolmo en 1972, donde se realizó la primera declaración global sobre las relaciones entre medio

39. En Delgado y Morillas (1991) y Castro (1997) se comenta la evolución de la conceptualización del medio ambiente en la planificación del desarrollo en Andalucía.

ambiente y desarrollo. Se cuestiona que el crecimiento económico sea un fin en sí mismo, coincidiendo con las teorías del Informe al Club de Roma expuestas en "Los Límites del Crecimiento" (Meadows *et al.*, 1972).

No obstante, el hito considerado más importante, será la elaboración en 1987 por parte de la Comisión Mundial de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, del conocido como Informe Brundtland: "Nuestro Futuro Común" (UNCED, 1987). En el mismo se acuña el adjetivo *sostenible* para "el desarrollo que satisface las necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer las suyas". En realidad, la primera vez que ve la luz el término *sostenibilidad* o *sustentabilidad* es en 1980, en la llamada "Estrategia de Conservación Mundial" realizada por la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza (IUCN), el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP)[40].

Se trata de un concepto integrador más amplio que la mera protección y promoción del medio ambiente, pues también considera la preocupación por:

a) Los aspectos intergeneracionales. La repercusión de las decisiones actuales sobre las generaciones futuras resulta muy importante. Se buscan soluciones para los problemas actuales cuyos efectos en el medio no sean irreversibles, manteniendo las disponibilidades de recursos renovables al menos al mismo nivel que se encuentran en la actualidad. Las acciones actuales no han de provocar efectos irreversibles en el futuro, o al menos ha de minimizarse.

b) Los aspectos económicos de la calidad de vida. Se ha de partir de la base de un crecimiento estable y equilibrado que permita la solución de las necesidades actuales gracias a unos niveles de equipamientos, renta, empleo y cobertura social satisfactorios.

c) Las connotaciones sociales del desarrollo. La preocupación por los aspectos sociales es muy importante, reconociéndose como claves a la sostenibilidad de los modelos de desarrollo actuales. Entre los principales problemas están: el acceso de la población a la cultura, la igualdad de derechos, la incorporación de la mujer a todas las esferas sociales, la posibilidad de formación y educación, así como la erradicación de los problemas de marginación, xenofobia y exclusión social.

El Informe Brundtland manifiesta a su vez la importancia de esos otros factores por considerar en aras de la sostenibilidad: "incluso la estrecha noción de sostenibilidad física implica una preocupación por la equidad social entre generaciones, preocupación que debe de ser lógicamente extendida a la equidad dentro de cada generación".

La transición hacia modelos de desarrollo sostenible implica una mayor concienciación del impacto medioambiental, entre otros, producido por las actuales pautas de desarrollo, así como de los límites de la capacidad de carga del planeta, en términos de almacenamiento de residuos y de generación de recursos. Asimismo, se ha de partir de una situación realista, tomando en consideración las limitaciones de las soluciones que se pueden adoptar en esta fase de desarrollo. Como señala la IUCN (UICN/UNEP/WWF, 1991): "el desarrollo sostenible implica la mejora de la calidad de vida dentro de los límites de los ecosistemas".

Para la traducción del término *sostenibilidad* al desarrollo urbano, resulta útil la definición aportada por el Consejo Internacional de Iniciativas Ambientales Locales (ICLEI, 1994): "El desarrollo sostenible es aquel que ofrece servicios ambientales, sociales y económicos básicos a todos los miembros de una comunidad sin poner en peligro la viabilidad de los sistemas naturales, construidos y sociales de los que depende la oferta de esos servicios".

En una sociedad cada vez más consciente de los problemas medioambientales y en la cual el hábitat humano más común es el urbano, un problema importante radica en la identificación de las características que permitan pautas sostenibles de vida en las ciudades. Desde esta perspectiva, la cuestión se concreta en el problema de satisfacer las necesidades de los residentes con tal de que se guarde intacta la integridad y la productividad de los sistemas ambientales sobre los cuales está fundada la vida urbana.

La mejora de la calidad de vida es, junto a la calidad ambiental, el objetivo fundamental de toda política de desarrollo sostenible. Los habitantes de las ciudades consideran muchos aspectos del medio ambiente que no tienen relación con la simple supervivencia física o el clima, sino con aspectos relativos a la calidad estética y cultural del medio

40.Una interesante revisión conceptual puede consultarse en Naredo (1996a).

circundante, el acceso al campo y la tranquilidad, entre otros. Las ciudades sostenibles han de proveer a los ciudadanos de estas referencias y valores inherentes al concepto de calidad de vida.

El lema "pensar global, actuar local" se aplica por entero al concepto de sostenibilidad urbana. La importancia que para el mismo tiene la existencia de una base social amplia, así como unas autoridades locales concienciadas en la necesidad de cambiar las pautas de consumo y desarrollo, resulta evidente. Si bien al referirse a los problemas globales tales como el efecto invernadero o la contaminación de los océanos, el papel del individuo en la solución de los mismos resulta muy difusa, en el caso del medio ambiente urbano, el individuo es el gran responsable del éxito de las políticas de desarrollo sostenible.

Otra característica de los procesos iniciados hacia la sostenibilidad urbana es la profusión de colaboraciones e intercambios de experiencias entre las ciudades. Desde los primeros pasos en la adopción de las recomendaciones de la Agenda 21 de Naciones Unidas, la interconexión entre las ciudades orientadas hacia el nuevo paradigma de la sostenibilidad ha resultado el pilar básico para la difusión de buenas experiencias. Este hecho redunda en la proliferación de distintas concepciones de lo que implica la sostenibilidad urbana.

Por otra parte, además de este concepto que fundamenta el cambio hacia un nuevo paradigma focalizador de los modelos de desarrollo, aparecen otros conceptos instrumentales muy importantes para la dimensión urbana de la sostenibilidad, algunos de los cuales se consideran más adelante. Entre términos como la capacidad de carga, las pautas sostenibles, los umbrales de sostenibilidad, la eficiencia energética, etc., cabe señalar el de *huella ecológica,* que permite describir la amplitud de los efectos de las ciudades sobre los recursos no necesariamente cercanos, incidiendo en la visión conjunta del fenómeno.

Para la Comisión Europea, en su Informe sobre Ciudades Europeas Sostenibles (CCE, 1996) los objetivos globales de sostenibilidad ambiental en las zonas urbanas son:

a) Evitar el consumo de materias renovables, de agua y de recursos energéticos a un ritmo más elevado del que los sistemas naturales pueden soportar.

b) Reducir al mínimo el consumo de recursos no renovables y no superar nunca el ritmo al que se pueden desarrollar sustitutos renovables por sus cualidades útiles económicamente.

c) Evitar la emisión de contaminantes que superen la capacidad de absorción y eliminación de la atmósfera, el agua y el suelo.

d) Mantener la calidad de la atmósfera, el agua y el suelo a un nivel adecuado para soportar indefinidamente la vida y el bienestar humanos, y la vida animal y vegetal.

e) Mantener y, cuando sea posible, aumentar la biodiversidad y la biomasa.

Como señala la UICN (UICN, IIED; 1994), para alcanzar el desarrollo sostenible, las personas necesitan mejorar sus relaciones con el resto de la comunidad, así como con los ecosistemas que los mantienen, cambiando o fortaleciendo sus valores, conocimientos, tecnologías e instituciones.

1.4.2. Las políticas en materia de desarrollo sostenible urbano

Los programas de acción e iniciativas urbanas que desde todos los niveles se realizan reflejan la necesidad de tratar la ciudad como una unidad de actuación prioritaria en las políticas hacia la sostenibilidad.

Esta preocupación es patente en la serie de Conferencias de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CNUMA/UNCED), así como en las Conferencias sobre Asentamientos Humanos (Hábitat) en las "Ciudades Saludables" de la Organización Mundial de la Salud (OMS/WHO), en los proyectos de "Ciudad Ecológica" e indicadores urbanos de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE/OECD), en la Unión Europea, así como en las iniciativas desarrolladas por muchos municipios de forma independiente o en partenariado.

1.4.2.1. Dimensión internacional

La Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y el Desarrollo (UNCED) denominada "Cumbre de la Tierra" y celebrada en Río de Janeiro (Brasil) en junio de 1992, supone el auténtico punto de partida de las actuales iniciativas sobre medio urbano a nivel internacional (Shelman, 1996; Whittaker, 1995).

La Declaración de Río, o "Carta de la Tierra", es el documento que vincula a los firmantes en su compromiso por la consecución de un modelo de desarrollo sostenible. El Programa o Agenda 21 se

diseña en el marco del Foro Urbano Mundial, dentro de la Cumbre de la Tierra. Conformada como programación para conseguir el desarrollo sostenible, la mayoría del mismo tiene relación con los asentamientos urbanos. A pesar de que el Programa 21 no es un acuerdo legalmente vinculante, son numerosas las acciones que a nivel mundial se llevan a cabo bajo este Programa. No sólo se consideran cuestiones referidas al medio ambiente físico, sino también a la pobreza, el aumento demográfico, la salud, el comercio, etc. Consta de 40 capítulos donde, además de la formulación de objetivos, se incluyen las directrices para crear un marco de actuaciones, así como las condiciones institucionales y financieras necesarias para ello.

La aplicación de este proceso al entorno urbano se denomina Agenda Local 21. Se trata del capítulo 28 del Programa 21 dedicado a las autoridades locales. En el mismo se reconoce a las autoridades locales como "factor determinante" para la consecución de los objetivos de la Agenda 21[41]. La Agenda Local 21 promueve la coordinación entre ciudades, para que cada comunidad desarrolle de forma consensuada su agenda específica. Sobre la base de este consenso, se obtendrá la información necesaria para formular las mejores estrategias desde las ciudades para una "política económica, social y ecológica".

Una de las bases de la Agenda Local 21 es el denominado "aumento o creación de capacidad" (capacity building) de las instituciones para garantizar el logro del desarrollo sostenible. La creación de capacidad implica el desarrollo de los recursos humanos, institucionales y legales para crear un clima propicio para implementar los conocimientos y habilidades necesarias en la gestión del medio ambiente y los recursos naturales de manera sostenible. Naciones Unidas desarrolla un programa denominado "Capacidad 21" centrado en este objetivo.

Las Conferencias de Naciones Unidas sobre Asentamientos Humanos (UNCHS, Hábitat) son el otro gran referente a nivel mundial para la plasmación de estrategias de desarrollo urbano. En 1996 se celebró la II Conferencia (Hábitat II) en Estambul (Turquía), donde se debatieron los problemas urbanos, principalmente el crecimiento incontrolado y sus efectos en el entorno.

El Programa Hábitat, muy vinculado al Programa 21 de UNEP, tiene como objetivos conseguir viviendas adecuadas para todos y establecer asentamientos sostenibles en un mundo en urbanización. Precisamente en relación con esta última línea se viene desarrollando desde 1990 un Programa de Ciudades Sostenibles, gestionado por el Observatorio Urbano Global (Nairobi, Kenya), destinado a fomentar el intercambio de conocimientos entre las ciudades, así como el desarrollo de mejores sistemas de información, planificación y gestión del desarrollo sostenible urbano.

El Programa de Ciudades Sostenibles (UNCHS/UNEP) comenzó en 1990 antes de que el proceso de las Agendas Locales 21 fuera iniciado. Este Programa promueve un proceso participativo para el desarrollo sostenible urbano, enfatizando la coordinación entre sectores y la descentralización en la toma de decisiones. En el nivel local, el Programa de Ciudades Sostenibles actúa como iniciativa de cooperación técnica, usando proyectos demostrativos para fortalecer las capacidades y habilidades de las autoridades locales participantes y sus socios en los sectores público, privado y comunitario. El Foro Ambiental Urbano es un producto de este proyecto internacional (UNCHS/UNEP, 2000).

Otro programa de Naciones Unidas (dentro del Programa de Desarrollo, UNDP) es el relativo a las Iniciativas Locales por el Medio Ambiente Urbano (LIFE) establecido en 1992 con el propósito específico de proveer asistencia directa a los proyectos locales de desarrollo sostenible. Este programa cataliza el dialogo nacional, fija estrategias y moviliza el apoyo nacional, identificando y financiando proyectos en colaboración a pequeña escala. Además, este programa financia redes internacionales de ciudades para difundir experiencias y promover Agendas Locales 21.

La Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible a celebrar en Johanesburgo (Sudáfrica) en septiembre de 2002, supondrá una puesta en común y evaluación de los resultados obtenidos de cara al desarrollo sostenible, siendo el medio ambiente urbano una de las principales líneas de trabajo.

El Consejo Internacional para las Iniciativas Ambientales Locales (ICLEI) tiene especial relevancia en aspectos relativos a la sostenibilidad local. El ICLEI fue establecido en 1990 para establecer un proceso preliminar de implementación a nivel local para la Agenda 21 de Naciones Unidas. Desde el inicio del proceso Agenda

41. Para un análisis metodológico de las Agendas Locales 21 puede consultarse, entre otras referencias, ICLEI (1998) y CMA (2001b).

Local 21, el ICLEI ha dotado de apoyo técnico y financiero a las actividades de planificación de este tipo en más de veinte países. Se trata de una asociación de gobiernos municipales (más de 300) destinada a prevenir y resolver los problemas ambientales locales, regionales y globales, a través de acciones a nivel local. Entre sus programas más recientes destacan cuatro grandes líneas de acción:

a) Iniciativa Agenda Local 21. Donde se recoge su participación en los programas compartidos con otros organismos como Naciones Unidas o la Unión Europea tales como la Declaración Agenda 21 y Comunidades modelo, así como en la Campaña de Ciudades Sostenibles Europeas y la Red de Ciudades Sostenibles Africanas.

b) Programa de orientación y formación para las Agendas Locales 21. El ICLEI proporciona asistencia técnica y formación a las ciudades europeas que han decidido elaborar Agendas Locales 21. Como resultado, más de 330 ciudades han firmado la declaración de Aalborg (ICLEI, 1997).

c) Campaña de Ciudades para la Protección del Clima (CCP).

d) Sostenibilidad Local. Sistema de Información y difusión de las "Buenas Prácticas" en colaboración con el programa de UNCHS (Hábitat) de "Mejores Prácticas".

La Campaña de Ciudades para la Protección del Clima (CCP) mencionada es una iniciativa a escala mundial para frenar la tendencia actual de sobrecalentamiento de la tierra, así como mejorar la calidad del aire y aumentar la habitabilidad urbana. La CCP acoge a las ciudades interesadas en formular y ejecutar planes que reduzcan el consumo de energía y la emisión de gases con efecto de invernadero, para poner en práctica medidas que mejoren la eficiencia energética de los edificios municipales y comerciales y reduzcan las emisiones con efecto invernadero, incluyendo la gestión de desechos y la planificación de los sistemas de transporte. La campaña incluye actualmente a más de 250 ciudades.

Por otra parte, la Organización Mundial de la Salud (WHO) promueve desde hace tiempo acciones en materia de salud y ciudades (WHO, 1991), destacando el proyecto de Ciudades Saludables (WHO, 1993a). El objetivo del mismo es analizar las implicaciones entre calidad de vida y desarrollo urbano en una muestra de ciudades (WHO, 1993b), favoreciendo el intercambio de experiencias en materia de reducción de emisiones y vertidos de residuos, así como otras referencias al medio urbano. Se sigue un enfoque próximo a la gestión estratégica, donde la colaboración de la sociedad, la creación de redes y la utilización de indicadores de seguimiento y verificación de objetivos, caracterizan el proceso.

La OCDE desarrolla una importante actividad en materia de desarrollo sostenible (OCDE, 1999; 2000a; 2000b; 2001b; 2001c), destacando en las cuestiones urbanas el llamado Programa Urbano, por la rigurosidad en los análisis que se realizan desde hace tiempo (OCDE, 1990; 1995a, 1996b) sobre aspectos como los sistemas de indicadores y el análisis de las relaciones entre sistemas productivo y medio ambiente urbano[42]. Se plantean los objetivos de mejora de los conocimientos sobre los ecosistemas de las zonas urbanas basándose en el desarrollo de indicadores, así como la evaluación de ejemplos de buenas prácticas en la mejora del medio ambiente urbano y la eficacia de las políticas integradoras de las autoridades locales y demás instituciones públicas o privadas.

El Banco Mundial también desarrolla una amplia línea de trabajo referida al desarrollo urbano (World Bank, 1991), centrada, en los últimos años, en la valoración ambiental, el desarrollo de políticas de desarrollo urbano y equipamientos de saneamiento y distribución de agua en ciudades de países en vías de desarrollo (World Bank, 1995; 1996c; 2000c; 2001).

1.4.2.2. Políticas desde la Unión Europea

La Unión Europea concede una creciente importancia a los aspectos urbanos dentro de sus programas de planificación e intervención comunitaria. El segundo Informe Dobris (EEA, 1998) sobre el medio ambiente en Europa actualiza el detallado análisis del estado del medio urbano que ya se hiciera en el primer Informe de 1993. Por otra parte, en el acervo comunitario resulta habitual encontrar el medio urbano entre los ámbitos propios del medio ambiente[43]. Desde la entrada en vigor del Tratado de Amsterdam se reconoce el desarrollo sostenible como objetivo prioritario, culminando con la definición de la denominada estrategia comunitaria

42. No obstante, existen numerosas publicaciones referidas a temas específicos de la dimensión urbana como el transporte, la vivienda, la energía o la gestión urbana (OCDE, 1983; 1995b; 1995c; 1996a).

43. Si bien se hace referencia únicamente a las políticas e iniciativas comunitarias, ha de aclararse que en términos de legislación propia, la Unión Europea desarrolla una intensa labor normativa referida a aspectos tangenciales al medio urbano, tales como: envasado, embalaje, reciclado, residuos sólidos urbanos y peligrosos, calidad del agua, tratamiento aguas residuales, emisiones a la atmósfera, ruido ambiental, transporte, movilidad, energía, etc.

para el desarrollo sostenible (CCE, 2001b), con un apartado específico para la calidad del medio ambiente y la movilidad en las ciudades.

No obstante, en cierta medida los aspectos urbanos siempre se han incluido en la política medioambiental comunitaria. En el IV Programa de Medio Ambiente (1987-1992) se defendió por primera vez un enfoque integrado, concretado en la publicación del Libro Verde sobre Medio Ambiente Urbano (CCE, 1990) y en la creación del Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente Urbano (1991). Como señala dicho informe, en el medio urbano repercuten multitud de sectores, destacando el transporte, la energía, la industria y, en algunos casos, el turismo. Para la Unión Europea resulta prioritario incluir la perspectiva urbana a la hora de realizar las estrategias sectoriales antes comentadas, siendo la planificación urbana el instrumento más útil para alcanzar la sostenibilidad de las ciudades.

Otro documento en el que, desde una visión más economicista que integra medio ambiente y desarrollo, se definen las estrategias hacia la sostenibilidad, es el "Libro Blanco sobre Crecimiento, Competitividad y Empleo" (CCE, 1993). En el mismo se aplica el análisis estratégico partiendo de un diagnóstico sobre el actual modelo de desarrollo comunitario. Este modelo lleva a una combinación subóptima de dos de sus principales recursos: la mano de obra y los recursos naturales, produciéndose una utilización insuficiente del factor trabajo y una sobre-utilización de los recursos naturales. Desde este documento, la entonces Comunidad Europea se plantea el objetivo central del crecimiento económico sostenible, contribuyendo con una mayor intensidad de empleo y a un menor consumo de energía y recursos naturales.

La mayoría de las políticas con incidencia regional o territorial de la Unión hacen referencia a los problemas urbanos. El documento Europa 2000+ (CCE, 1994c) recoge las orientaciones del desarrollo territorial comunitario, revelando los cambios que se están produciendo en el sistema urbano europeo, como consecuencia del mercado único y la ampliación de la Unión. En la Perspectiva Europea de la Ordenación Territorial se hace especial hincapié en la necesidad de una planificación integrada del territorio y en el papel que la misma tiene sobre la calidad ambiental. En referencia a la cuestión urbana, se aboga por el desarrollo de redes de transporte público intermodal que favorezcan la movilidad de factores en el territorio.

El Libro Verde *"Una red para los ciudadanos"* (CCE, 1996) se centra en la importancia de las redes de transporte para el desarrollo regional de la Comunidad, afirmando que el desarrollo de los sistemas públicos de transporte debe tener prioridad considerando los efectos en la calidad de vida y el medio ambiente. Las Redes de Transporte Trans-europeas son instrumentos para mejorar el acceso a las ciudades, los centros neurálgicos y directores del desarrollo económico en Europa. La visión de la política regional y urbana de transporte desde el punto de vista de la sostenibilidad es desarrollada en las 6 tesis de Kouvola, que son las conclusiones de la *Conferencia comunitaria sobre transporte inter-regional sostenible en Europa* celebrada en dicha ciudad finlandesa en 1996.

Los documentos preparatorios de la directiva contra el ruido ambiental (CCE, 2000a), como ya se apuntara en el Libro Verde "Política Futura de lucha contra el Ruido" (CCE, 1996c), constatan que el ruido ambiental, causado por el tráfico y las actividades industriales y recreativas, constituye uno de los principales problemas medioambientales en Europa, afectando de forma grave al 25% de la población europea. La encuesta sobre medio ambiente del Eurobarómetro de 1995 mostró que el ruido es la quinta queja de los ciudadanos europeos al referirse a la calidad de vida urbana[44], después del tráfico, la contaminación atmosférica, el paisaje y los residuos.

El V Programa de Acción de la Comunidad Europea sobre Medio Ambiente, 1993-2000 "Hacia la Sostenibilidad" (CCE, 1992) destaca, de entre los aspectos urbanos, el referido al ruido ambiental. Este Programa insta a los Estados, regiones y ciudades integrantes de la Unión a realizar acciones concertadas en materia de reducción de los niveles de ruido, integrando además la política de medio ambiente en el resto de programas sectoriales. El reciente VI Programa de Acción (CCE, 2001a), titulado "el futuro está en nuestras manos", incide por otra parte en la importancia del tratamiento de los residuos urbanos y en factores relativos a la concienciación y participación ciudadana en cuestiones de educación ambiental.

44. Según refleja una encuesta similar, el ruido es el segundo problema ambiental en Andalucía, detrás de la contaminación del aire y por delante de la suciedad de las calles y la desaparición de espacios naturales.

El Proyecto de Ciudades Sostenibles, auspiciado por la DG. XI, es el esfuerzo más coherente e integrador de los realizados por la Comisión europea en materia urbana, suponiendo la plasmación local del V Programa de Acción sobre Medio Ambiente 1993-2000. En colaboración con el Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente Urbano se adopta una doble estrategia:

a) Los Informes de Ciudades Europeas Sostenibles, orientados a la adquisición de conocimientos sobre ciudades sostenibles en el seno de los grupos de trabajo.

b) La Campaña de Ciudades Europeas Sostenibles, encaminadas a prestar apoyo a los municipios y difundir el proyecto entre ellos.

El primer Informe de Ciudades Sostenibles (1994) se trata de un documento propositivo y de síntesis, aportando una descripción detallada de los "casos de buenas prácticas" presentados en la base de datos "Guía de Buenas Prácticas". El segundo Informe "Ciudades Europeas Sostenibles" (1996) se centra en la aplicación del concepto de la sostenibilidad a las zonas urbanas. Trata varios aspectos de los asentamientos urbanos a diferentes escalas, así como la cuestión de la sostenibilidad de las regiones urbanas y el desarrollo del sistema urbano en su conjunto.

La Campaña de las Ciudades y Municipios Europeos Sostenibles fue lanzada por la Comisión Europea en 1993, con la colaboración de ICLEI, Eurocities, la Organización de Ciudades Unidas (UTO), la Organización Mundial de la Salud (OMS/WHO) a través de su Proyecto de Ciudades Saludables y el Consejo Europeo de Municipios y Regiones. A través de esta Campaña se ofrece ayuda y asistencia técnica a las ciudades para establecer e implementar Agendas Locales 21 o planes de sostenibilidad, en base a informes, intercambio de experiencias y buenas prácticas, establecimiento de redes urbanas y difusión de casos de buenas prácticas urbanas.

También se ha de mencionar el Programa de Acción Ambiental Prioritaria a Corto y Medio Plazo SMAP (EuroMed), centrado en la protección del medio ambiente mediterráneo. Mediante la cooperación entre los países de este ámbito, se trata de alcanzar la sinergia necesaria para realizar programas multilaterales. La dimensión urbana está implícita en gran parte de las áreas prioritarias para el SMAP.

Los Fondos Estructurales y de Cohesión (DG XVI) tienen una gran incidencia en la realidad urbana. Para el caso de las regiones objetivo nº 1 (entre las que se encuentra Andalucía), se estima que del 30 al 40% de los recursos programados son destinados a acciones relacionadas con el desarrollo urbano. El denominado Fondo de Cohesión financia, en los cuatro países europeos con menos desarrollo, infraestructuras relacionadas con el medio ambiente, transporte y recursos hídricos, con incidencia en el medio ambiente urbano en ciertos casos. Recientemente, las reformas realizadas en los Reglamentos de los Fondos Estructurales apuntan hacia el aumento de la inversión destinada a proyectos medio ambientales.

El instrumento financiero LIFE integra varias acciones piloto que permiten abrir paso a nuevas iniciativas para promover y demostrar pautas de comportamiento compatibles con el desarrollo sostenible en el marco del V Programa. Los ámbitos de actuación LIFE más relevantes para el Proyecto de Ciudades Sostenibles son:

a) Fomento del desarrollo sostenible y de la calidad del medio ambiente.

b) Educación y formación.

c) Medidas en territorios fuera de la Unión Europea, incluida la asistencia técnica a las políticas, los programas de acción y la transferencia de tecnología en relación con el medio ambiente.

Dentro del anterior Marco Comunitario de Apoyo 1994-1999 para España[45], destacan por su aplicabilidad al entorno urbano las siguientes iniciativas:

a) Programas Operativos de Medio Ambiente Local (POMAL). Orientadas a municipios de más de 50.000 habitantes en regiones objetivo nº 1, estas acciones subvencionan diversas acciones relativas a medio ambiente urbano tales como calidad de las aguas, gestión de residuos, etc.

b) Programa Operativo Local 1994-1999. Dirigidas a municipios de menos de 50.000 habitantes, su finalidad también consiste en cofinanciar inversiones en materia de infraestructuras de abastecimiento, saneamiento y depuración de aguas, así como tratamiento de residuos.

45. Instrumento de planificación de la aplicación de los fondos estructurales en las distintas regiones objetivo españolas.

c) Programa Urban 1996-1999. Entre las iniciativas comunitarias con incidencia en problemáticas urbanas destaca la iniciativa URBAN a la que varias ciudades andaluzas están acogidas (Cádiz, Huelva, Málaga y Sevilla). Esta iniciativa pretende incidir en la mejora de las infraestructuras urbanas y de la calidad ambiental de los distritos urbanos con problemas socioeconómicos graves. Las soluciones están basadas en la cooperación entre los agentes locales a través de programas de desarrollo integrados de dichas zonas.

d) La iniciativa INTEGRA forma parte de la Iniciativa Comunitaria sobre Empleo del Fondo Social Europeo. Financia acciones en áreas urbanas deprimidas combinando un enfoque local a la regeneración de la vecindad con iniciativas de empleo.

En el documento que presenta las directrices de la política comunitaria en términos de la PAC (Política Agraria Comunitaria), Fondos Estructurales y Fondos de Cohesión, la llamada Agenda 2000, se introduce de forma explícita la idea de orientar los Fondos Estructurales también hacia áreas urbanas deprimidas. La Unión Europea reconoce que las ciudades son los motores regionales de la actividad económica, experimentando altos niveles de desempleo.

En el marco de la política de Innovación y Difusión Tecnológica, la DG. XIII lanzó en 1994 la Iniciativa Taller Europeo sobre Escenarios del Conocimiento (IIUE, 1995). Esta acción piloto explora nuevas acciones y experimentos sociales para la promoción de un ambiente social favorecedor de la innovación en Europa. El tema del medio ambiente urbano fue elegido para testar este proyecto, siendo la Campaña de Ciudades Europeas Sostenibles el foro para seleccionar los casos urbanos.

De entre las iniciativas apoyadas desde la Comisión Europea en materia de sostenibilidad urbana destacan las Jornadas de Prospectiva (CCE, 1996b) y las Jornadas de Elaboración de Agendas Locales 21 (CCE, 1995a). Las primeras son experiencias urbanas en las que se potencia la visión que los participantes tienen de "pautas sostenibles para su ciudad en 2010" especialmente en los sectores de energía y suministro de agua, gestión de aguas residuales y residuos sólidos, la vida cotidiana y la vivienda *(tareas ecológicas)*. Las Jornadas de Elaboración de Agendas Locales 21 son realizadas en colaboración con el programa Agenda 21 de las Naciones Unidas, siendo un potente instrumento para la organización de los procesos iniciales de definición de las Agendas Locales 21 en cada municipio.

La Red de Foros Urbanos para el Desarrollo Sostenible fue creada por la Comisión Europea con el objetivo de investigar cómo la información y la comunicación sobre las políticas comunitarias contribuyen al desarrollo sostenible de las ciudades. En 20 ciudades se ha establecido un Foro Urbano para el Desarrollo Sostenible para operar de acuerdo con el Libro Verde sobre Medio Ambiente Urbano y el Quinto Programa de Acción sobre Medio Ambiente. Entre las tareas de estos Foros están las de: proveer de información a las ciudades sobre las estrategias comunitarias de desarrollo sostenible y los programas de la Unión que puedan ser de especial importancia para las ciudades, así como estimular el debate y la cooperación entre los grupos dentro de las comunidades urbanas en orden a promover el desarrollo sostenible de ciudades. Los Foros Urbanos constituyen asimismo un punto de encuentro y cooperación con la Unión Europea a escala urbana. Su primer encuentro ha sido en la cumbre del Forum Urbano Europeo para el Desarrollo Sostenible en Viena (octubre de 1998).

En referencia a esta Cumbre, ha de destacarse el debate centrado en la elaboración de las bases para un "Programa de Acción para el Desarrollo Sostenible Urbano" el cual dará soporte a las ciudades europeas en sus esfuerzos contra el desempleo, trafico y problemas medioambientales. La Comisión propone una aplicación más efectiva de las políticas e instrumentos, al mismo tiempo que hace una llamada a la adopción de políticas comunitarias urbanas siguiendo un enfoque integrador.

Finalmente, la referencia más importante se encuentra en la Comunicación de la Comisión "Hacia una Política Urbana en la Unión Europea" (CCE, 1997a), discutida en la Cumbre de Viena del Forum Urbano Europeo, donde se examina el desarrollo urbano de las ciudades europeas y las posibilidades de implementar Agendas Locales 21 para alcanzar el objetivo de la Sostenibilidad. La Unión Europea ha establecido recientemente un marco comunitario de cooperación que proporcione apoyo financiero y técnico a redes de autoridades locales organizadas en al menos cuatro Estados miembros (véase DOCE L 191 de 13.07.2001). El objetivo de estas redes ha de ser la concepción, intercambio y aplicación de buenas prácticas en la aplicación de la legislatura comunitaria en el ámbito del desarrollo sostenible urbano y Agendas Locales 21.

La DG XVI (Política Regional y de Cohesión) gestiona dos interesantes iniciativas sobre temas urbanos: El Programa Piloto Urbano y La Auditoría Urbana. El objetivo del Programa Piloto Urbano es financiar la innovación en la planificación y regeneración urbana en el marco de la política comunitaria de promoción de la cohesión económica y social. Por ello, a través del artículo 10 del FEDER (medidas innovadoras), centrado en analizar las consecuencias territoriales y espaciales de las políticas comunitarias, se financian acciones pilotos y medidas de innovación, capacitando de esta manera a la Comisión para usar una proporción de los Fondos Estructurales en proyectos que supongan alguna innovación en la resolución de problemas urbanos y desempleo.

En una Primera Fase, durante el período 1990-1993 se han llevado a cabo un total de 33 Proyectos Pilotos Urbanos (entre los cuales se encuentran las localidades de Bilbao, Madrid, Pobla de Lillet y Valladolid), muchos de los cuales están aún en vigor. Las lecciones y experiencias de esta Primera Fase sirvieron para la adopción de la Iniciativa Comunitaria URBAN (regeneración urbana y cohesión) y el lanzamiento de una Segunda Fase del Programa. Para la Segunda Fase (1997-1999), se seleccionan un total de 26 Proyectos Pilotos Urbanos, centrados en un amplio abanico de problemas urbanos tales como: congestión del tráfico, gestión de residuos, decline económico, renovación urbana, etc. Las soluciones propuestas en estos proyectos integran enfoques basados en la creación de infraestructuras, así como medidas medioambientales, sociales y económicas para promover el desarrollo sostenible y la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos. En todos estos proyectos la participación ciudadana adquiere especial relevancia. En esta Segunda Fase se integran otros cuatro proyectos españoles: Bilbao, Granada, Gran Canaria y León.

La Auditoría Urbana es un proyecto de la Comisión iniciado en 1998 que persigue la obtención de información y estadísticas comparables a nivel urbano y sub-urbano. Esta iniciativa, centrada en 58 ciudades europeas en una primera fase, permite estimar el estado de estas ciudades en términos de calidad de vida y desarrollo sostenible, así como el acceso e intercambio de información comparable entre las mismas. Entre las ciudades seleccionadas se encuentran Madrid, Barcelona, Valencia, Sevilla, Zaragoza y Málaga.

Finalmente, entre otras iniciativas de la Comisión Europea relacionadas con la perspectiva urbana, lo que se denomina "la Europa de las ciudades" (CCE, 1997b), se pueden mencionar:

a) Proyecto SPARTACUS 1996-1998 (System for Planning and Research in Towns and Cities for Urban Sustainability). Desarrollado por la DG XII se trata de un sistema de planificación urbana estratégica que utiliza indicadores de sostenibilidad urbana junto a modelos de transporte y Sistemas de Información Georeferenciada (SIG). Este sistema se ha utilizado en las ciudades de Helsinki, Bilbao y Nápoles para diseñar escenarios de política urbana sostenibles (IIUE, 1998).

b) Proyecto VALSE (Valuation for Sustainable Environments). 1996-1998. El objetivo de este proyecto (O'Connor, 2000) es el desarrollo de procesos sociales para la evaluación de amenidades medioambientales y capital natural para propósitos de política de conservación y sostenibilidad.

c) Energie-Cités es una asociación de más de 150 municipios europeos que lleva a cabo diferentes proyectos centrados en el ámbito de la energía urbana, en estrecha colaboración con la DG XVII.

d) El Programa URB-AL está financiado por la D.G. de Relaciones Exteriores para desarrollar redes de ciudades europeas y latinoamericanas. Su objetivo es mejorar las condiciones socioeconómicas y de calidad de vida de las poblaciones, al tiempo de desarrollar una asociación de ciudades.

e) ELTIS (servicio europeo de información sobre transporte local) es una base de datos de buenas prácticas de transporte regional y local. Ha sido desarrollado por la DG VII en colaboración con UITP y la red POLIS (Promoción de enlaces operativos de servicios integrados). ELTIS es una guía para las políticas de transporte urbano que muestra esquemas y prácticas implementadas en ciudades y regiones de Europa.

f) El Proyecto piloto MURBANDY (Monitoring Urban Dynamics) promovido por la D.G. JRC de la Comisión Europea, se dirige a medir la extensión de las áreas urbanas, así como de sus avances hacia la sostenibilidad. Para ello elabora indicadores estáticos y dinámicos acerca de usos del suelo y otros indicadores territoriales del área de estudio.

g) Red de Ciudades sin Coches. Creada por la DG XI en 1994, el objetivo de la misma es conseguir ciudades más saludables en términos de una mejor calidad del aire, movilidad urbana sostenible, mejoras

en la seguridad del tráfico, mayor eficiencia en el uso de energías en el transporte y una mejor calidad de vida para los ciudadanos.

1.4.2.3. Política nacional y regional

El Estado español, unas veces directamente y otras bajo el marco de la Unión Europea, ha participado en los foros internacionales mencionados arriba en materia de sostenibilidad, desde la Cumbre de Río hasta Hábitat II. De esa participación se ha derivado la adhesión al Programa Agenda, el Programa Hábitat, los protocolos relativos a reducción de emisiones, conservación de la biodiversidad, etc. Por tanto se puede decir que la política estatal, si bien no se encuentra explicitada en documentos definitorios de los planes y programas hacia la sostenibilidad, sí participa de las fuentes internacionales que proveen de criterios e instrumentos a los planes y programas de los gobiernos nacionales.

Otro hecho significativo es el derivado del marco competencial en materia de gestión ambiental. La adopción de las competencias ambientales por parte de las Comunidades Autónomas va relegando al Estado a un segundo plano, limitado a enunciar principios legales y estrategias generales, muchas veces meras transposiciones de las políticas comunitarias.

El Ministerio de Medio Ambiente es el encargado de la implementación de las estrategias nacionales derivadas del Programa 21. Este organismo es responsable de la transposición de la normativa comunitaria, la elaboración de la normativa estatal básica, así como del establecimiento de las estrategias nacionales y la coordinación entre las políticas ambientales de las distintas Comunidades Autónomas con incidencia en los problemas globales.

La Estrategia Nacional de Medio Ambiente (1994) pretende sentar las bases de la política medioambiental y servir de soporte al Programa 21[46]. Una de las cuatro áreas prioritarias de la Estrategia Nacional es la calidad del medio ambiente urbano, si bien, el resto de áreas también inciden en la calidad urbana, refiriéndose a la lucha contra la desertificación y restauración de los recursos forestales, la calidad de las aguas y optimización de su uso y la gestión de los residuos urbanos, industriales y agrícolas. En 1995 se aprueban varias medidas: Plan Nacional de Gestión de Residuos Peligrosos, Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados y Plan Nacional de Saneamiento de Aguas, con clara incidencia en el medio urbano.

Un heterogéneo conjunto de programas específicos realizados por el Ministerio de Medio Ambiente están relacionados directamente con el medio urbano. Entre éstos, desarrollados en colaboración con las autoridades regionales y locales, los más relevantes se refieren al incremento del uso de transportes públicos, la promoción de combustibles menos contaminantes, la reducción de la contaminación atmosférica y el control del ruido en las ciudades, la rehabilitación y renovación urbana integrada, la preservación y recuperación de la herencia cultural, la promoción de espacios abiertos y verdes dentro y alrededor de las ciudades y la educación ambiental.

En materia de difusión de medio ambiente urbano y Agenda 21, el Ministerio de Medio Ambiente viene editando volúmenes monográficos referidos a aspectos tales como evaluación ambiental, tratamiento de residuos, indicadores ambientales, etc. Destaca el "Primer Catálogo Español de Buenas Prácticas" (1996) que además de las buenas prácticas presentadas a Hábitat II, recoge las conclusiones más sobresalientes de los trabajos del Comité Hábitat II España.

Otras referencias normativas y en materia de planificación que suponen avances directos o indirectos en la protección del medio urbano son:

a) La Evaluación del Impacto Ambiental. La necesidad de realizar un estudio de impacto ambiental para los proyecto y contrataciones con relación a obras públicas, agricultura, medio ambiente y urbanismo, viene de la mano de la aplicación de la norma comunitaria al Estado español. Los municipios han de incluir la valoración del impacto ambiental en los Planes Generales de Ordenación Urbana y en las Normas Subsidiarias (véase DOCE L 197 de 21.07.2001).

b) La Ley de Envases y Residuos de Envases (1998), que posibilita que las empresas envasadoras se adhieran a los sistemas integrados de gestión.

c) El Plan Nacional de Residuos Urbanos (2000), que supone más de 500.000 millones de pesetas para el período 2000-2006, que podrán ser financiados con fondos de la Unión Europea.

46. Ha de comentarse que en el primer semestre de 2002 se presentará la estrategia española de desarrollo sostenible coincidiendo con la presidencia española de la UE.

d) El Plan Hidrológico Nacional (2001) asume entre sus actuaciones, la protección de las aguas subterráneas, planes de ahorro en los abastecimientos urbanos y coordinación con las instituciones locales en materia de planificación y gestión hídrica.

Con la elaboración del Libro Blanco del Agua y el Libro Blanco de la Educación Ambiental, el Ministerio de Medio Ambiente profundiza en su labor de tutela y coordinación, estableciendo las líneas directrices del marco general de actuación en tales ámbitos, con clara incidencia en el medio urbano.

En relación a la política urbana en Andalucía, el Plan de Medio Ambiente de Andalucía (1997-2002) dedica gran importancia al medio ambiente urbano, pues a pesar de que en Andalucía no hay "macro-ciudades" (ninguna supera el millón de habitantes), a problemática ambiental presentada es más compleja que en otras ciudades europeas del mismo tamaño.

En dicho documento se incluye el Plan de Medio Ambiente Urbano cuyo objetivo general es "propiciar la mejora ambiental de las ciudades andaluzas, actuando sobre la calidad del aire, la contaminación acústica, el uso y calidad del agua, los residuos, el paisaje y los espacios naturales cercanos". El cumplimiento de este objetivo se basa en la propuesta de actuación del Programa de Medio Ambiente Urbano, centrado en la calidad del aire, la contaminación acústica, la uso y calidad del agua, los residuos, el paisaje y los espacios naturales próximos a las ciudades. En este sentido se vienen desarrollando diversas líneas de actuación.

El Plan Andaluz de Medio Ambiente recoge entre sus programas otros que inciden con carácter horizontal en el medio urbano. Estos programas son: participación ciudadana, formación y cualificación de recursos humanos, educación ambiental y comunicación, investigación y desarrollo tecnológico y cooperación internacional.

La estrategia regional hacia el desarrollo sostenible viene definida por la reciente elaboración de las "Bases para la Agenda 21 Andalucía" (CMA, 2000a) que define las áreas estratégicas y grandes líneas de acción para implementar un plan de acción en materia de desarrollo sostenible siguiendo las recomendaciones de Naciones Unidas. En CMA (2001b) se presenta una guía metodológica para la elaboración de Agendas Locales 21.

Por otra parte, la Consejería de Medio Ambiente ha presentado recientemente el Programa de Sostenibilidad Ambiental *Ciudad 21,* cuyo objetivo es mejorar sustancialmente la calidad del medio ambiente urbano, mediante iniciativas que fomenten un desarrollo sostenible en las ciudades andaluzas y sobre la base de la evolución de indicadores previamente elaborados por las entidades participantes en el programa. Este Programa persigue la creación de una Red Andaluza de Ciudades Sostenibles.

Asimismo, en materia de indicadores de medio ambiente urbano, la Consejería de Medio Ambiente desarrolla y promueve una activa línea de trabajos iniciada con la propuesta de un sistema de indicadores de medio ambiente urbano (CMA, 2001a), así como la elaboración de una encuesta sobre el medio ambiente urbano en municipios de más de 30.000 habitantes (CMA, 2001d).

Otras Consejerías desarrollan políticas con incidencia en el medio urbano como el Plan Director de Infraestructuras de Andalucía (Consejería de Obras públicas y Transportes), el Plan Energético de Andalucía (Consejería de Industria), etc.

1.5. Conclusiones

Este capítulo se ha centrado en cuatro grandes vertientes: la evolución ecológica de las ciudades, la ciudad como ecosistema, los síntomas de insostenibilidad urbana y las políticas hacia la sostenibilidad.

Del primer apartado se deriva la clara tendencia hacia el aumento de la presión que sobre el medio ejercen las ciudades a nivel global. Consideradas aisladamente, la concentración de población que se deriva de las mismas, acarrea crecientes necesidades de recursos naturales y energéticos, que son satisfechas en mayor medida por importaciones masivas desde áreas cada vez más lejanas. En la evolución urbana bosquejada, se constata la precocidad con la que el hombre ha sobrepasado los límites de subsistencia derivados del ecosistema cercano y cómo, desde entonces, el crecimiento exponencial de las necesidades urbanas también ha desbordado la capacidad de previsión del hombre.

Asimismo, parece evidente el grado de responsabilidad que tienen los entornos urbanos e industriales en las señales de alerta que sobre la sostenibilidad a escala global se plantean. Los últimos estadios de esta evolución apuntan hacia un creciente

grado de tecnificación de las ciudades en la "sociedad del conocimiento" y la "sociedad global", hecho que redunda en una ampliación telemática de la denominada huella ecológica urbana.

Frente a estas tendencias, es necesario partir de enfoques que evidencien esta relación *pseudo*-parasitaria de las ciudades con respecto al medio natural. En este sentido, el segundo apartado se refiere a la perspectiva ecosistémica urbana como enfoque válido para analizar en profundidad estos procesos hasta ahora tan sólo intuidos. El elevado grado de complejidad de los ecosistemas urbanos, junto a los devastadores efectos que ejercen sobre los ecosistemas naturales, son las dos principales conclusiones de este apartado dedicado por completo a la definición conceptual e identificación de las características urbanas dentro del enfoque ecosistémico.

En un tercer apartado se enumeran algunas de las principales características que identifican procesos de insostenibilidad urbana. Agrupados en aspectos socioeconómicos, territoriales y ambientales, estas tendencias influyen, con distintos grados de intensidad, sobre la mayoría de las ciudades enclavadas en el mundo desarrollado, particularmente en Europa. Se ha de destacar que estos rasgos de insostenibilidad no se producen únicamente en los entornos urbanos, ni que son inducidos por los mismos en sentido estricto. Sin embargo, resulta indudable que su concatenación reproduce dinámicas que se retroalimentan en lo que se podría denominar "espiral de la insostenibilidad urbana".

Finalmente, las conclusiones que se derivan del último apartado, se refieren básicamente al aumento, en número e intensidad, de las acciones que en el ámbito europeo se promueven hacia la sostenibilidad desde distintos niveles administrativos, fundamentalmente gracias a la Unión Europea, siguiendo un "efecto dominó". La adecuación de la normativa comunitaria, tradicionalmente más preocupada por las cuestiones ambientales y la calidad del desarrollo, ejerce un muy positivo efecto sobre la esfera urbana de los países que, como España, carecen hasta fechas muy recientes de instrumentos eficaces normativos y de gestión orientados hacia el medio ambiente urbano.

2. Concepto y Medida del Desarrollo Sostenible

Introducción

En el capítulo anterior se intuye el amplio abanico de matices (sociales, económicos, ambientales, éticos o políticos) que delimitan el concepto de "desarrollo sostenible", enfocando su descripción desde el punto de vista de la intervención pública y la toma de decisiones en materia de planificación y gestión del desarrollo urbano. El desarrollo sostenible se configura como un nuevo paradigma de la política desarrollista desde la esfera internacional a la local.

De forma complementaria, este capítulo se orienta hacia la definición y modelización del desarrollo sostenible desde una óptica más científica, diferenciándose para ello dos grandes apartados. El epígrafe 2.1 se centra en la revisión de las distintas aproximaciones conceptuales al desarrollo sostenible, describiendo los temas clave, así como los grupos de teorías más relevantes normalmente englobadas en la denominada Economía Ecológica. La vertiente específicamente urbana ocupa un lugar destacado en esta revisión metodológica. Asimismo, se relaciona esta tarea con los enfoques tradicionales identificados en la medición del desarrollo.

El segundo bloque (epígrafe 2.2.) parte de las teorías anteriores y propone una definición operativa de medidas cuantitativas y sintéticas para la valoración del desarrollo sostenible, evaluándose los pros y contras de las metodologías analizadas.

2.1. Conceptualización del desarrollo sostenible

2.1.1. Bases conceptuales

La ortodoxia económica no ha asumido hasta fechas muy recientes la inclusión de los objetivos ambientales entre el elenco de fines macroeconómicos[47]. Esta evolución ha sido impulsada por una serie de hechos (crisis energéticas de los setenta, catástrofes nucleares, manifestación de las desigualdades entre los países del primer y tercer mundo, agujero de la capa de ozono, etc.) que han motivado el tránsito desde la *lógica mecanicista* imperante en los modelos neoclásicos (Georgescu-Roegen, 1971), donde la "falacia de la sustitución sin fin" sustenta el crecimiento ilimitado de los sesenta, hasta las actuales ideas que conforman la Economía del Desarrollo Sostenible.

Las restricciones que sobre la actividad económica tienen los recursos naturales han sido la base de la literatura referida a los "límites al crecimiento" durante los sesenta y setenta[48]. Boulding (1966, 1978) habla de la inminente economía de la "nave espacial tierra" para referirse a la imposibilidad

47. Todo lo contrario de los objetivos sociales (equidad) y sobre todo económicos, los cuales han centrado el interés de la investigación económica.

48. De hecho, esta crisis global ya se apuntaba como conclusión en los trabajos de Barnet y Morse (1963), Nordhaus y Tobin (1972), así como Nordhaus (1973), entre otros.

de un crecimiento ilimitado en un planeta con recursos finitos y no renovables: en un futuro, el bienestar no podrá basarse en el crecimiento del consumo material. El Informe Meadows para el Club de Roma (Meadows *et al.*, 1974), junto a otros análisis como los realizados por Forrester (1975), plantean las más claras señales de alerta acerca de la sostenibilidad del modelo de desarrollo[49]. El crecimiento exponencial del consumo de recursos naturales y energéticos no es sostenible en el medio-largo plazo y es necesario optar por un modelo de desarrollo que permita la mejora del bienestar y la calidad de vida, a la vez que la conservación y correcta gestión de los recursos naturales.

Asimismo, importantes estudios se centran en la llamada curva de Kuznets ambiental que supone la existencia de una relación en forma de U invertida entre la renta *per capita* y una serie de indicadores referidos a contaminación y agotamiento de recursos naturales[50]. Según esta relación, el consumo de recursos naturales y la generación de residuos aumenta inicialmente con la renta. Pasado cierto punto, los incrementos en la renta reducen este consumo de recursos y la producción de residuos. La búsqueda de un modelo de desarrollo sostenible comienza a ser una prioridad de las políticas económicas hasta entonces centradas en una visión errónea del crecimiento (Daly, 1992).

Frente a esta visión tradicional surgen nuevas formas de analizar la realidad. Por ejemplo, en los setenta se desarrolla la "Escuela de los Economistas de la Energía", aportando una visión crítica acerca de la irreversibilidad del uso de energía en los procesos productivos. Entre otras, se parte de las teorías de Georgescu-Roegen (1971) que relacionan la termodinámica y la Economía, explicando el significado que para el crecimiento económico y la estructura sectorial tiene la energía primaria y los problemas de la no sustituibilidad (Ayres, 1978; Slesser, 1978).

49. Las críticas al Informe Meadows de 1974 se pueden resumir en: la no consideración de los precios como mecanismo adaptativo de la demanda a la escasez de recursos (ignorando además los cambios en las preferencias de los consumidores), junto a la no inclusión plena de los efectos derivados del avance tecnológico, principalmente la mejora en eficiencia productiva (menor consumo de recursos) y la sustitución de insumos escasos. La utilidad política del modelo en términos de señal de alarma social es reconocida, siendo sus autores los más críticos a la hora de revisar el informe (Meadows *et al.*, 1992).

50. En referencia al modelo de Kuznets (1955), se pueden encontrar aplicaciones como la realizada por Kaufmann y Claveland (1995) y Panayotou (1995) entre otros. Una revisión de este modelo netamente neoclásico puede consultarse en Bruyn y Heintz (1999).

2.1.1.1. Desarrollo Sostenible como término polisémico

Como se ha comprobado en el capítulo primero, muchas son las definiciones existentes para los términos sinónimos *desarrollo sostenible, sostenibilidad* o *sustentabilidad.* No obstante, la más difundida es la enunciada en el Informe Brundtland (WCED, 1987): "el desarrollo que satisface las necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer las suyas". Sin embargo, este enunciado está formulado con demasiada ambigüedad, lo cual por otra parte justifica su gran aceptación y prolífico uso en documentos de muy diversa índole, "muchas veces en sentidos totalmente opuestos al que pudiera parecernos" (Norgaard, 1988:6), o simplemente como una "frase de moda" de significado espúreo (Lélé, 1991:607). El uso de la definición de sostenibilidad del Informe Brundtland centrada en el aspecto de la equidad intergeneracional, plantea importantes problemas metodológicos que obligan a la definición *a priori* de los siguientes hechos: el horizonte temporal, las preferencias de las generaciones futuras (Page, 1991:67), las necesidades básicas a satisfacer y la coherencia interna de sostener un desarrollo que actualmente no es equitativo entre las naciones.

Gran número de autores, al hilo de los trabajos de Georgescu-Roegen entre otros, consideran que la mera conjugación de las palabras "desarrollo" y "sostenible" supone un *oxímoron,* argumentando que el crecimiento, por definición, no puede sostenerse dada la irreversibilidad de determinados procesos de degradación y escasez generados (Mitchell, 1999:18).

En primer lugar, se ha de destacar que se trata de un término asimilado de la Ecología. Según esta disciplina, la sostenibilidad alude a una condición que se puede mantener indefinidamente sin disminuciones progresiva de la calidad (Holdren *et al.*, 1995). Un ecosistema sostenible es aquel que mantiene la integridad del sistema a lo largo del tiempo. Enlazando esa perspectiva con la referida al desarrollo económico, la sostenibilidad implica el mantenimiento de la capacidad de los ecosistemas naturales para mantener la población humana en el largo plazo (Alberdi y Susskind, 1996). Constanza y Patten (1995:193) escogen la definición más simple: "un sistema sostenible es aquel que sobrevive o persiste". Otras características definitorias que suponen importantes dificultades a la hora de su cuantificación son: la *variabilidad,* en función al contexto territorial en

que se estudia la sostenibilidad adquiere connotaciones distintas y en muchos casos antagónicas (Shearman, 1990); y la *naturaleza dinámica,* derivada de la evolución de los sistemas físicos y socioeconómicos (Daly, 1991).

En la ciencia económica se plasma de igual manera la heterogeneidad en la interpretación y modelización del desarrollo sostenible[51]. Quizás la primera formulación operativa en este ámbito es la del "modelo Bariloche" (Chichilnisky, 1977) definida sobre el bienestar en términos de una función de utilidad social. Solow (1993b) enuncia la sostenibilidad como "una obligación para comportarnos de manera que dejemos al futuro la opción de la capacidad de estar tan acomodados como nosotros estamos". Goodland y Ledec (1987:20) por su parte aluden al desarrollo sostenible como "una pauta de transformaciones estructurales económicas y sociales que optimizan los beneficios disponibles en el presente sin perjudicar el potencial para beneficios similares en el futuro". Con el mismo interés intertemporal, Tietenberg (1992:38) sugiere que la sostenibilidad significa "que las generaciones futuras estén al menos tan bien como las generaciones actuales". Repetto (1986:15) se refiere al concepto como una "estrategia de desarrollo que gestione todos los bienes, recursos naturales y recursos humanos, así como financieros y físicos, para incrementar el bienestar a largo plazo".

Frente a la ambigüedad comentada, la mayoría de autores desgranan el término en varios componentes. En este sentido, destaca el esquema de los tres pilares del desarrollo sostenible propuesto por Munasinghe (1993), que distingue entre sostenibilidad medioambiental, económica y social. La primera apunta hacia la conservación de los sistemas soporte de la vida (tanto como fuentes de recursos, como destino o depósito de residuos); la sostenibilidad económica se refiere al mantenimiento del capital económico; la acepción social es definida como el desarrollo del capital social. Finalmente, el desarrollo sostenible es el concepto integrador de los tres anteriores.

La definición de trabajo dada por Constanza el al. (1991:8) es quizás la más extendida dentro de la disciplina que se ha venido a denominar *Economía Ecológica*[52]: "Sostenibilidad es aquella relación entre los sistemas económicos humanos y los sistemas ecológicos -más dinámicos pero donde los cambios son normalmente más lentos-, en la que (1) la vida humana puede continuar indefinidamente, (2) los individuos pueden prosperar, y (3) las culturas humanas pueden desarrollarse; pero en la que los efectos de las actividades humanas permanecen dentro de unos límites, de manera que no destruyan la diversidad, la complejidad y la función de los sistemas ecológicos soporte de la vida".

Otros autores se centran en la base física de una economía y en la definición del capital natural. Así Pearce y Turner (1990) defienden que el desarrollo sostenible implica el mantenimiento a lo largo del tiempo del stock agregado de capital.

Descartando ya el resto de enunciados menos conocidos, destaca la definición de Hediger (1999:40) al considerar que el "desarrollo sostenible plantea un reto para el cambio global y local que ha de conjugar los requisitos interdependientes de la eficiencia económica, la equidad social y la estabilidad ecológica". Esta aproximación sintetiza los criterios básicos contenidos en la mayoría de definiciones del desarrollo sostenible.

2.1.1.2. Barreras para el desarrollo sostenible. Definición de capital natural

La preferencia por el crecimiento económico frente a la protección los recursos naturales plantea problemas que imposibilitan la gestión racional del medio ambiente mediante las instituciones tradicionales (el mercado, básicamente). Por ello, es posible enumerar una serie de cuestiones o problemáticas tratadas desde distintos enfoques teóricos[53]. En la corriente de la Economía Ecológica, se considera que el *laissez faire*

51. A modo de ejemplo, destacan los análisis económicos de Pezzey (1989), donde se revisan más de cincuenta definiciones de sostenibilidad y Pearce *et al*. (1989), donde se proponen treinta. Para una revisión conceptual e histórica véase Mebratu (1998).

52. La corriente de la Economía Ecológica, diferenciada de la tradicional Economía de los Recursos Naturales, es definida como "la ciencia y gestión de la sostenibilidad" (Constanza, 1991; Kates *et al.*, 2001) y trata de analizar la sostenibilidad desde una visión holística que integre la lógica de las relaciones físicas y ecológicas entre el medio natural y la actividad humana. Una introducción a esta línea de pensamiento puede encontrarse en Bergh (2000), así como en Constanza (1991), Daly y Cobb (1989), Martínez Alier (1987; 1992; 1999), Martínez Alier y Schlupmann (1991), Daly y Townsend (1993), Faber *et al.* (1996) y Constanza *et al*. (1999) entre otros, destacando la línea editorial de la revista *Ecological Economics*.

53. Sobre estas cuestiones propias de la Economía de los Recursos Naturales o Economía Medioambiental, existen numerosos manuales entre los que destacan: Dasgupta y Heal (1979), Kneese y Sweeney (1985), Baumol y Oates (1988), Pearce y Turner (1990), Constanza (1992), Tietenberg (1992), Bromley (1995), Siebert (1995), Goldin y Winters (1995), Hanley *et al.* (1997), Bergh (1999) y Folmer (2000), entre otros. En España sobresalen los elaborados por Tamames (1977), Aguilera (1992), Azqueta (1994;1996), Romero (1994), Surís y Varela (1995), Perello (1996) y Beers *et al.* (1997), *inter alia,* tratando este último cuestiones relativas al medio urbano.

lleva normalmente a fallos de mercado en el uso de recursos naturales, produciéndose daños ecológicos y desigualdades en el reparto de los recursos, fundamentalmente debido a las externalidades (Pigou, 1920; Coase, 1960) y en concreto a las derivadas del acceso a los recursos comunes (Hardin, 1968; Perrings, 1987). Según Clark (1990, 1991), las barreras económicas se resumen en tres factores claramente interrelacionados:

a) El libre acceso a gran parte de los recursos no renovables. Los efectos de este hecho sobre el valor económico de los recursos conducen a situaciones ineficientes donde no existe control alguno sobre el acceso al recurso por parte de los usos alternativos y aparecen externalidades negativas (p.e.: la "tragedia de los comunes"[54]), no valorándose la escasez futura (tasa de descuento temporal infinita), por lo que no se consideran los efectos a largo plazo.

b) La valoración del futuro. La tasa de descuento intertemporal[55] proporciona una idea del ritmo de depreciación o pérdida de rentabilidad del capital natural. En el caso en que exista una clara preferencia actual por diferir el consumo hacia el futuro, salvaguardando los niveles de recursos existentes para las generaciones venideras, la tasa de descuento sería negativa o próxima a cero. Por otra parte, una tasa elevada supondría racional la explotación de los recursos hasta su agotamiento para satisfacer las necesidades presentes, pues el coste de reservarlos para el futuro, en términos de pérdida de valor o rentabilidad obtenida, es mayor (con el tiempo se van "descontando" los beneficios esperados rápidamente).

c) La incertidumbre en su gestión. El desconocimiento de los niveles de stock o reservas existentes para el futuro (incertidumbre), así como de las consecuencias ambientales de ciertas actividades humanas (irreversibilidad), lleva muchas veces a acaparar cantidades de recursos mayores a las que realmente se consumirían bajo la certeza de que se dispondrá del mismo en períodos posteriores. Se trata de asumir los riesgos de la actual situación, lo que conlleva la elevación de la tasa de descuento.

En línea con estas cuestiones, autores como Pearce *et al.* (1990:7) abogan por la sobre-conservación de los recursos naturales, por el simple motivo de precaución derivada de la incertidumbre y la irreversibilidad existentes, dado "el conocimiento imperfecto que tenemos sobre las funciones ambientales soporte de la vida, así como la falta de capacidad para sustituirlas".

A la hora de definir qué componentes conservar, las distintas aproximaciones o teorías apuntan unas pautas o condiciones específicas para conseguir una senda de desarrollo equilibrado y sustentable. No obstante, se puede decir que existe cierto grado de consenso en la definición del objetivo final: el mantenimiento de la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus necesidades. Para los economistas, esta situación se traduce en términos de "bienestar *per capita* no decreciente a lo largo del tiempo".

Pearce *et al.* (1989, 1990), Constanza y Daly (1992) y Rees (1992) entre otros, plasman esta idea en lo que se podría denominar condición necesaria para la sostenibilidad: el mantenimiento de los niveles de *capital natural* en el contexto del cambio global. Se trata de una idea ya recogida en el Informe Brundtland (WCED, 1987:57): "Si las necesidades se van a satisfacer de forma sostenible, ha de conservarse y mejorarse la base de los recursos naturales de la Tierra". Este principio se ha convertido en el tema central de la literatura económica sobre sostenibilidad.

El concepto de *capital natural* supone la aplicación de la teoría del capital a los recursos naturales y a la calidad ambiental[56]. Por capital se entiende todo patrimonio o riqueza de naturaleza acumulativa que provoca rentas o rendimientos. Lo componen recursos reales o ficticios destinados a funciones económicas (inversión, ahorro, producción, consumo). Siguiendo a Pearce *et al.* (1990) y Pearce y Atkinson (1995) pueden distinguirse varios tipos de capital:

54. Definida por Hardin (1968), hace referencia a los efectos sobre los recursos de libre acceso ante la sobre-explotación o abuso en la disposición de los mismos (aplicado a los recursos pesqueros e hídricos).

55. Concepto muy utilizado en economía de los recursos naturales y similar al tipo de interés de los recursos financieros. Supone la preferencia por el ahorro del recurso (para su consumo por las generaciones futuras) frente al consumo presente, o bien la "impaciencia" individual por el consumo presente. Para Burton (1993) y Howarth y Norgaard (1997) se trata de un único término que designa dos conceptos: la preferencia por el tiempo y la distribución del bienestar entre las generaciones.

56. Nuevos problemas afloran al tratar de acotar los elementos que configuran el capital natural, sobre todo aquellos referidos a la calidad ambiental y no a las disponibilidades de recursos naturales (Pearce y Turner, 1990; Jansson *et al.*, 1994; England, 1998b; 2000). De los intentos de medida del capital natural destaca el realizado por Constanza *et al.* (1998), aunque el medio urbano no se recoge en dicha valoración.

a) El capital artificial (manufacturado, hecho por el hombre, reproducible o económico): es el que se deriva de la actividad económica.

b) El capital humano o cultural: es el stock de conocimiento y habilidades humanas[57].

c) El capital natural: las aportaciones dentro de la Teoría del Crecimiento consideran como capital natural únicamente los recursos naturales. No obstante, se ha de incluir cualquier bien natural que provea un flujo de servicios ecológicos susceptible de valor económico a lo largo del tiempo. Por tanto, se puede diferenciar entre recursos no renovables (petróleo, etc.), recursos renovables (energía solar, etc.) y calidad medioambiental (atmósfera, biodiversidad, etc.).

2.1.1.3. Eficiencia versus equidad

En el análisis económico, el problema de la gestión de los recursos naturales se resume en la consideración de tres criterios muchas veces antagónicos: eficiencia económica, calidad ambiental y equidad intergeneracional.

El criterio de eficiencia económica persigue el sostenimiento de la tasa más elevada posible de crecimiento económico, utilizando de forma óptima los recursos con los instrumentos de mercado. En términos de la definición de la condición necesaria para la sostenibilidad, este criterio ha de llevar al mantenimiento de un stock de capital natural constante a lo largo del tiempo para "preservar la capacidad productiva en un horizonte indefinido" (Solow, 1993:163).

En este sentido, se puede afirmar que la consecución de la sostenibilidad siguiendo únicamente este criterio, parte de la certeza en la existencia de formas de gestión óptima de los recursos naturales. En caso contrario, nunca sería posible el desarrollo sostenible como tal, al no conseguirse por esta vía las condiciones de eficiencia ambiental y equidad intertemporal. La siguiente pregunta sería ¿es el mercado esa forma?. En principio, si bien las reglas de mercado pueden llevar a esa situación óptima en la que se mantiene el stock de capital constante[58], el equilibrio no se alcanza de forma natural. Los problemas de control de la información y del mercado, la incertidumbre e irreversibilidad asociada a los recursos naturales, así como los factores subjetivos y tecnológicos que influyen en la adopción de expectativas económicas, distorsionan estas reglas teóricas que conducen hacia el equilibrio intertemporal.

Bajo la eficiencia económica, el interés por la conservación y la calidad ambiental es puramente "técnico" como garantes de la capacidad económica futura. De cara a la sostenibilidad, se ha de definir en primer lugar un equilibrio dinámico entre los objetivos de eficiencia económica y calidad ambiental, normalmente en términos de maximización del primero sujeto a las restricciones del segundo[59].

La eficiencia económica y ambiental no garantizan *per se* la sostenibilidad si no se añade el criterio de equidad. Como apuntan Pearce y Atkinson (1995:167): "la sostenibilidad es inconsistente con el enfoque coste-beneficio convencional, al no permitir maximizar el bienestar actual a costa del futuro ya que no considera compensaciones potenciales".

El criterio de equidad se traduce en el sostenimiento (o aumento) del nivel de bienestar social actual, manteniendo (o aumentando) el stock de capital total (natural y artificial) para el futuro. La sostenibilidad implica la definición de algún criterio de equidad en la distribución del bienestar, entendida en sus dos perspectivas: la estática, que hace referencia a los aspectos intrageneracionales y la dinámica, relativa a las consideraciones intergeneracionales.

La equidad intrageneracional se centra en el análisis de las condiciones de la distribución actual de los niveles de desarrollo y calidad de vida, propios de la Teoría del Bienestar y que pocas veces ocupan un lugar central en la literatura de la sostenibilidad, casi exclusivamente preocupada por los problemas intergeneracionales[60]. Como denuncian gran número de estudios sociales, no tiene sentido sostener el actual modelo de desarrollo desigual si únicamente va a suponer el bienestar de las generaciones futuras en los

57. Seralgedin y Steer (1994) añaden el denominado capital social, dado que una sociedad es más que la suma de sus individuos.

58. La llamada Regla de Hotelling (1931), aporta una solución, a través del precio y el beneficio esperado, para asegurar en ciertas condiciones el equilibrio de extracción de recursos. La clave para la equivalencia de Hotelling radica en la convergencia entre las tasas de descuento privada (de cada generación) y pública (intertemporal). Una de las principales críticas a este planteamiento se centra en la casi imposible predicción de las condiciones futuras, hecho necesario para aplicar correctamente la regla, junto a la indefinición de los mecanismos institucionales de aplicación (Howarth y Norgaard, 1995).

59. Daly (1991), Forrester (1971), Meadows (Meadows et al., 1972), Chichilnisky (1977) y Hotelling (1931) *inter alia* estudian la importancia de la restricción ambiental.

60. Destacan en este ámbito las aportaciones de Pearce *et al.* (1990), Dasgupta (1996) y Markandya (1998; 2001), entre otros.

países desarrollados, acrecentando las deficiencias del resto de sociedades[61]. En otros términos, no se cumple el criterio clásico de eficiencia en el sentido de Pareto (1896) aplicado a la distribución del bienestar.

El criterio de equidad intertemporal se basa en la definición dinámica del *óptimo paretiano,* pues de todas las decisiones de consumo que condicionan el bienestar actual se han de considerar como eficientes aquellas que, además de cumplir la condición de eficiencia económica, consideren mínimas las mermas en el bienestar futuro producto del agotamiento de los recursos básicos.

Esta vertiente dinámica de la equidad se convierte en el referente básico del concepto de sostenibilidad[62]. Como afirman Pearce y Atkinson (1995:166), la propia definición del desarrollo sostenible entendido como sostenimiento del bienestar *per capita* es "un principio de equidad intertemporal más que un principio de eficiencia". La equidad intergeneracional, entendida por Pearce *et al.* (1989:14), se refiere a la herencia que ha de dejar la generación actual para con las futuras, en cuatro formas de riqueza en términos stock: "de conocimiento y habilidades, de tecnología, de capital hecho por el hombre y un stock de bienes ambientales"; y no menor a la que recibió la generación presente. Este concepto se plasma en la interrelación entre consumo actual y futuro de los recursos naturales, así como el disfrute del patrimonio ambiental.

La cuestión de eficiencia económica *versus* equidad intergeneracional fue inicialmente estudiada por Solow (1974) al plantear la senda de agotamiento de recursos naturales bajo la asunción de una función *maximin* de elección social. Page (1977) analiza cuál ha de ser la tasa de uso de los recursos en base a la relación entre eficiencia intertemporal, valoración de recursos y distribución intertemporal. Dasgupta y Heal (1979) señalan que una senda que maximiza el valor presente de la utilidad con recursos renovables y no renovables puede ser muy injusta con las generaciones futuras[63]. Esta "impaciencia por el descuento", derivada de considerar infinitas generaciones futuras, hace difícil tratarlas "equitativamente" frente a la generación actual (Asheim *et al.*, 2000), considerándose únicamente bajo los rendimientos o ganancias esperadas para la generación presente.

Howarth y Norgaard (1995) exponen sus reservas a las soluciones tradicionales aplicadas a la gestión de los recursos naturales basadas en el análisis de la eficiencia (coste-beneficio o coste-eficacia). Este tipo de análisis (Pearce *et al.*, 1989) persigue la obtención de óptimos paretianos en el problema intertemporal de la asignación de recursos mediante la internalización de las externalidades ambientales y la gestión eficiente de los recursos de propiedad común o libre acceso. "Conseguir la sostenibilidad podría requerir políticas más estrictas que las derivadas del criterio de Pareto, dado que la generación presente tendría que sacrificar ganancias en su bienestar por ganancias en la generación futura (*op. cit.* pág. 115). En su modelo ilustran cómo, si bien las técnicas coste-beneficio pueden utilizarse para conseguir el objetivo de eficiencia económica intergeneracional, éstas pueden arrojar resultados que impliquen menores oportunidades para las generaciones futuras, debido a que estas técnicas permiten conseguir una asignación eficiente, no una distribución equitativa[64]. A menos que el análisis coste beneficio se acompañe de criterios referidos a aspectos distributivos, manteniendo unas transferencias suficientes para las generaciones futuras, se darán problemas a la hora de identificar las políticas óptimas[65].

2.1.1.4. Sostenibilidad débil y fuerte

Tras la definición de la condición necesaria para la sostenibilidad y su plasmación en los criterios de eficiencia económica, calidad ambiental y equidad, se ha de profundizar en la búsqueda de una definición operativa. Para ello resulta práctico diferenciar entre *sostenibilidad débil y sostenibilidad fuerte*[66], en base a la consideración de la sustituibilidad plena o parcial entre los distintos tipos de capital.

---

61. Los informes de Naciones unidas sobre Desarrollo Humano (UNDP, 1992; 2000) aportan la información que justifica que la "crisis global" no es sólo ambiental, argumentando la faceta social y humana del desarrollo sostenible.

62. Analizada por Ramsey (1928), Solow (1974), Page (1988), Howarth y Norgaard (1992), entre otros.

63. Una tasa de descuento positiva supone inevitablemente niveles de consumo decrecientes en el tiempo.

64. Hay un número infinito de distribuciones de bienestar consistentes con la eficiencia de Pareto intertemporal (Page, 1988), pero no todas son socialmente preferibles.

65. Como señalan Pearce et al. (1989), las técnicas de evaluación coste-beneficio han de complementarse con restricciones de sostenibilidad para mantener la integridad de los sistemas naturales.

66. Véanse Pearce et al. (1989; 1990), Pearce y Atkinson (1993;1995), Pearce y Barbier (2000), Solow (1990), Daly (1992), Turner (1993) y Neumayer (1999), entre otros, para profundizar en el origen y la distinción entre los conceptos de sostenibilidad débil y fuerte.

En términos genéricos, una economía se encuentra en una senda "débilmente sostenible" si el desarrollo (medido normalmente por el PNB) no disminuye de una generación a la siguiente. La sostenibilidad "débil" (también denominada "en sentido amplio" o "de segundo orden") parte de una perspectiva neoclásica sobre la base de la asunción generosa de que el capital natural y el capital artificial son plenamente sustitutivos[67] en un cierto plazo (Solow, 1993; Pearce *et al.*, 1990; Pearce y Atkinson, 1993; Victor, 1991). La sostenibilidad en este caso consiste en conservar o aumentar el capital total agregado de una generación a otra (Solow, 1993), de manera que las generaciones futuras tengan la "opción de vivir tan bien como sus predecesoras" (*op. cit.* pág. 168). Una sociedad que si bien reduce su capital natural, aumenta por otra parte su capital artificial (compensando esa pérdida y manteniendo el capital total), es una sociedad que alcanza la sostenibilidad débil. Pearce y Turner (1990) señalan la posibilidad de considerar como sostenibles acciones que a corto plazo puedan provocar daños ambientales, siempre que sean corregidos en los siguientes períodos.

En la actualidad este concepto ha originado el enfoque dominante en la Economía Medioambiental, por partir de la base de los mismos instrumentos macroeconómicos utilizados en la Teoría del Crecimiento.

Por otra parte, si la economía se encuentra en una senda que mantiene (o aumenta) sus disponibilidades de capital natural a lo largo del tiempo, se dice que es "fuertemente sostenible". Este enfoque plantea que, para evitar la disminución del stock de capital total (que se traduce en bienestar, renta, consumo), es necesario preservar el *stock de capital natural,* así como la calidad ambiental incluida en el mismo.

La sostenibilidad "fuerte" ("en sentido estricto" o "de primer orden") considera que el capital natural no es plenamente sustituible por el capital hecho por el hombre (artificial o manufacturado), dado que muchas formas de estos tipos de capital son complementarias en el estado actual de la tecnología. Este hecho obliga al mantenimiento del stock del capital natural.

La sostenibilidad fuerte se puede conseguir mediante mejoras en la eficiencia económica y ambiental de los sistemas productivos o cambios en la demanda y pautas de consumo que posibiliten un menor uso de recursos naturales no renovables por unidad de producto o consumidor, manteniéndose los niveles de bienestar. En el apartado de la mejora de eficiencia juega un papel determinante el progreso tecnológico orientado a la sustitución entre recursos naturales primarios, de manera que se asegure la satisfacción de las necesidades o usos específicos (p.e.: sustitución de combustibles fósiles por energía eólica o solar). Por otra parte, en el aspecto intergeneracional, se desconocen las preferencias de las generaciones futuras, así como su tecnología para encontrar sustitutivos al capital natural que se agote. En este sentido, Bergh y Hofkes (1997:7) proponen los siguientes criterios: la conservación de las especies; el establecimiento de unos estándares mínimos de seguridad para impactos en la calidad ambiental; y el uso sostenible de los recursos naturales renovables.

No obstante, ni siquiera en términos de los procesos de cambio global experimentados por la naturaleza es posible asimilar la idea de la plena conservación de la totalidad del capital natural. Es por ello que se utilizan otras aproximaciones a la idea de la sostenibilidad fuerte en las que se realiza una selección de los recursos y funciones ambientales realmente necesarios (capital natural crítico) para el sostenimiento de la vida o de la actividad económica. Otros modelos plantean la necesidad de mantener los niveles de calidad ambiental (funciones ambientales) y disponibilidades de recursos de una generación a otra.

Por otra parte, una interpretación alternativa de la sostenibilidad débil y fuerte se encuentra en Barbier, Markandya y Pearce (1990), considerando, para la sostenibilidad fuerte, el requisito de no negatividad en la variación neta del capital natural a lo largo de cada momento del período completo; mientras que en el sentido débil, simplemente se requiere que el valor presente de dicha variación no sea negativo, permitiendo en ambos casos cierto grado de sustituibilidad entre tipos de capital.

Algunos autores (entre ellos Turner, 1993) distinguen tres tipos de sostenibilidad: muy débil (en sentido de Solow), débil (Solow modificado) y fuerte (propio de la Economía Ecológica). La primera entiende

67. La ortodoxia propugna la relación entre el capital natural y artificial como sustitutivos y reversibles: el agotamiento de los recursos naturales es compensado por nuevas tecnologías o formas del capital artificial (riqueza, equipamiento) que mantienen el bienestar social constante. En Toman et al. (1995) se realiza una interesante revisión de las diferencias en los conceptos de sustituibilidad e irreversibilidad entre los enfoques económico y ecológico.

que existe sostenibilidad si se conserva para el futuro el nivel de capital total existente. La segunda definición considera que se ha de mantener además determinada proporción o ciertos componentes del capital natural. Finalmente, la sostenibilidad fuerte requiere que se mantenga intacto el stock total de capital natural.

2.1.2. Interpretaciones economicistas de la sostenibilidad. Principales teorías y modelos

Resulta abrumador comprobar la abundancia de bibliografía existente en materia de desarrollo sostenible[68]. En este apartado se pretende sistematizar el conjunto de las principales aportaciones teóricas en dos enfoques no necesariamente excluyentes: la sostenibilidad débil y la sostenibilidad fuerte. Previamente, a modo de introducción, se presentan algunas referencias a los economistas clásicos.

2.1.2.1. La sostenibilidad del desarrollo en la economía clásica

En general, dentro de la escuela neoclásica, principal referente de la ortodoxia económica, las cuestiones ambientales no han recibido hasta fechas recientes cierto interés investigador. Sin embargo, esta situación no siempre ha sido así, pudiendo encontrarse entre los economistas clásicos, las primeras y más claras referencias a una economía preocupada por su relación con el medio y los límites que para el crecimiento y la población suponen los recursos naturales disponibles[69]. La sostenibilidad del crecimiento ha sido el objetivo implícito de toda política económica. Desde los primeros esbozos de la sostenibilidad en su sentido ambiental y muchas veces social, se han ido incorporando nuevos matices al concepto, ganando en complejidad y alcance, lo que sin duda ha redundado en su difusión e inclusión en la actual modelización económica.

En la escuela fisiocrática de mediados del siglo XVIII liderada por Quesnay, se considera la economía como una actividad gobernada por leyes naturales, que aplica unos flujos físicos y que no puede analizarse fuera del orden natural. El respeto por este orden natural abarca a todas las dimensiones humanas, materializándose en la aplicación de los excedentes para asegurar la perdurabilidad de los factores que suministran el producto (fundamentalmente agrario). Esta primera idea de sostenibilidad se basa en las restricciones físicas para asegurar la producción futura. Por otra parte, es clara la inspiración fisiócrata en la Biología donde, como señala Turgot, la circulación de la riqueza es igual que la circulación de la sangre que da la vida. Asimismo, la consideración del *Tableau Economique* de Quesnay arroja una visión circular de la economía. Se trata de una "visión global, holística de los fenómenos, idea que reaparece en los enfoques sistémicos actuales" (Passet, 1996:26)

En el esquema de la Economía clásica, el crecimiento del producto, dentro de unos límites marcados por la capacidad del mercado y la remuneración de los factores, es la base para el crecimiento futuro, pues el bienestar actual supone el aumento del potencial para consumo e inversión. Como apuntan Faucheux y O'Connor (1998a), "el crecimiento sostenible era simplemente la continuación del crecimiento a corto plazo". Desde esta perspectiva, una lectura atenta de "Una investigación sobre la naturaleza y las causas de la riqueza de las naciones" (Smith, 1776) muestra las siguientes ideas:

a) El papel determinante de los recursos naturales, pues éstos, la tierra y las materias primas, son definidos como la base de una economía, la cual añade trabajo, comercio y el mecanismo de oferta-demanda para crear la riqueza (véanse los capítulos del libro tercero sobre el papel de la agricultura y el "progreso del campo").

b) La diferenciación entre recursos que generan rentas y otros que no, así como las causas o condiciones que hacen que generen rentas (escasez). Asimismo, las diferentes concepciones del valor: de uso, estético o productivo (ilustrado por ejemplos acerca de las minas de plata, carbón o diamantes, sobre todo en los capítulos 7 "Del precio natural y del precio de las mercancías" y 11 "De la renta de la tierra").

c) La relación entre población y riqueza (producción) del país, que genera pobreza, la cual viene explicada por desajustes entre ambas variables (ilustrado en el ejemplo de China, capítulo 9 "Los beneficios del capital").

68. Una sistematización de las principales teorías acerca de la sostenibilidad puede encontrarse en Victor (1991), Pearce *et al.* (1990), Pearce y Barbier (2000) y Bergh y Hofkes (1997) entre otros.

69. Véanse Naredo (1987), Martínez Alier y Schlupmann (1991), Kula (1992), Passet (1996), Pearce y Turner (1990), Santos Redondo (1994) y Constanza *et al.* (1999) para profundizar en la conceptualización del medio ambiente y los recursos naturales en la historia y el pensamiento económico.

d) El concepto de estacionariedad que define Smith viene dado por la situación máxima de opulencia en la que se encuentra un país donde el crecimiento llega a los niveles más altos posibles, de acuerdo con "la naturaleza de su suelo y clima, y su situación con respecto a los demás países" (*op. cit.* pág. 146). En esta situación los beneficios y salarios, dada la elevada competencia (de todos los factores productivos), son los mínimos posibles para mantener a la población, sin que esta pueda crecer dado que todo el territorio y la capacidad productiva están ocupados.

Al hilo de lo anterior, existe cierto consenso (Hueting y Reijnders, 1998) al asignar el origen del concepto sostenibilidad a las teorías sobre el "estado estacionario" desarrolladas en el siglo XVIII y XIX. La "estacionariedad" supone aquel punto de equilibrio en la interrelación entre producción (población) y recursos naturales. Sin embargo, Smith veía con malos ojos esta situación, pues precedía al "estado regresivo" y no siempre se alcanzaba con unos niveles de riqueza elevados (Reed, 1994).

Otra figura destacada entre los economistas clásicos, David Ricardo (1817) profundiza en la teoría del valor aplicado a la tierra y la agricultura. La existencia de rendimientos decrecientes obliga a ir ocupando cada vez los terrenos menos productivos para nuevas producciones, necesitando más mano de obra y reduciéndose la renta de la tierra (beneficios). Este argumento ha sido desde entonces la base para explicar la escasez de los recursos naturales no renovables[70], así como la aparición de externalidades (véase Hardin, 1968). A partir de lo anterior, Ricardo postula que la expansión económica puede verse frenada por la reducción de la tasa de beneficios (dados los rendimientos decrecientes), emergiendo el equilibrio en el estado estacionario, en el que no hay acumulación neta.

Thomas Robert Malthus (1798) es el primer autor que hace hincapié en el aspecto básico de la sostenibilidad: el equilibrio dinámico entre población y recursos, donde los alimentos constituyen el factor limitativo del crecimiento demográfico. Al igual que Ricardo, Malthus argumenta que la escasez de tierra laborable (oferta finita) supone límites estrictos sobre el crecimiento poblacional y el aumento del nivel de vida. La tasa de crecimiento de la población es muy superior (crecimiento exponencial) a la tasa de crecimiento de los medios de subsistencia (crecimiento lineal); en consecuencia, se alcanzará inevitablemente un momento en el que la población sea muy superior a las disponibilidades de alimentos para abastecerla ("el hambre parece ser el último y más temible recurso de la naturaleza"). Malthus identifica dos clases de frenos para evitar el exceso de población: los frenos positivos, que incluyen las causas que aumentan la tasa de mortalidad (enfermedades, pobreza, hambre, guerras, etc.) y los frenos preventivos, aquellos que reducen la tasa de natalidad. Este autor no consideraba efectivos los instrumentos redistributivos para reducir la pobreza[71].

La escuela socialista, por otra parte, profundiza en la teoría Ricardiana. Karl Marx, en "El Capital" (1867), califica la producción capitalista como nefasta para la naturaleza, pues "altera la corriente de circulación de la materia entre el hombre y la tierra (...). Por consiguiente violenta las condiciones imprescindibles para que perdure la fertilidad de la tierra (...). Cualquier mejora de la fertilidad de la tierra nos aproxima a las condiciones de una ruina definitiva de las fuentes de dicha fertilidad (...). La producción capitalista, al desarrollar la tecnología y agrupar en un conjunto social la acción de los distintos procesos, agota las fuentes primigenias de cualquier riqueza: la tierra y los trabajadores". Marx considera el progreso como un proceso natural, posible gracias al avance material y tecnológico mediante la explotación de la naturaleza. Su visión de los límites naturales al crecimiento parte de la idea central de que un sistema sólo es viable si puede auto-reproducirse (Naredo, 1987).

Siguiendo esta referencia a los principales autores clásicos, se encuentra el trabajo de John Stuart Mill, quien defiende que las leyes naturales (y tecnológicas) gobiernan la producción, de manera que "los hombre pueden adaptarse a estas leyes, pero nunca cambiarlas". A pesar de la inestabilidad que precede al estado estacionario, Mill espera que "la gente esté satisfecha al llegar a la estacionariedad, por el bien de la posterioridad, mucho antes de que la necesidad los obligue a ello". (Mill, 1876:452). En este estado, se produce un progreso moral y no material (véase Daly, 1973). Sin duda, en las teorías sociales de Mill aparece de forma clara la noción de equidad intergeneracional, componente básico del concepto de sostenibilidad.

70. Desarrollado primeramente por Hotelling (1931).
71. En este sentido, es necesario referenciar Seidl y Tisdell (1999) que interpretan las teorías malthusianas en la actualidad.

Mill es el primer autor que analiza el efecto positivo de la tecnología sobre la restricción ambiental, al contrarrestar el efecto de la ley de rendimientos decrecientes de la tierra en la agricultura. Sin embargo, el avance tecnológico es limitado, alcanzándose finalmente el estado estacionario en el que el crecimiento económico es cero. Por otra parte, este autor considera el estado estacionario (distopía) como una sociedad en la que se produce inversión en cultura y educación, tendente a la equidistribución y bienestar sociales[72].

La escuela neoclásica iniciada por Jevons, Walras y Menger a finales del XIX propugna la existencia de una "economía pura, cuyas leyes universales y generales se imponen a todo" (Passet, 1996:80), incluso a los sistemas naturales. La preocupación de estos economistas no se centra en los efectos del largo plazo, sino en las consecuencias a corto plazo, mediante el uso del análisis marginal. Profundizando en los conceptos de los economistas clásicos, se añaden otros nuevos como el de los rendimientos decrecientes de la utilidad marginal. En referencia a los ciclos económicos, una vez que acaba la presión sobre el mercado (sobre la oferta o la demanda), se vuelve a restablecer el equilibrio, por lo que "se aplica la regla general de la completa reversibilidad". Para el liberalismo, los bienes y fenómenos ajenos al mercado no existen para la ciencia económica. El sistema económico se orienta a la satisfacción de la utilidad de los consumidores vía mercado.

El desarrollo sostenible en términos neoclásicos se define como incremento en el PNB bajo un sistema de precios que refleja la escasez y estimula el progreso técnico, donde la irreversibilidad del daño al capital natural no es visto como un problema dada la perfecta sustituibilidad entre tipos de capital (Collados y Duane, 1999). La Economía neoclásica traduce el término de sostenibilidad del desarrollo a su vertiente netamente económica, confundiéndose con el crecimiento autosostenido, como señala Naredo (1996a).

Finalmente, en relación a Pigou y la escuela intervencionista, la preocupación por la relación entre consumo presente y futuro es analizada desde la perspectiva de la manifestación de preferencias. Para Pigou (1929), los consumidores no actúan de forma racional prefiriendo el consumo presente que en muchos casos no le reporta tanto beneficio como el ahorro, lo cual resulta irracional y perjudicial no sólo para el bienestar presente, sino también para el futuro. Pigou ilustra esta idea con ejemplos sobre la sobre-explotación de recursos pesqueros o agrarios, concluyendo que los gobiernos han de defender mediante legislaciones los recursos agotables, así como establecer incentivos a la inversión, particularmente en ámbitos como el forestal, donde los rendimientos se consiguen pasado un largo período.

2.1.2.2. La sostenibilidad débil

La sostenibilidad según el criterio débil es el enfoque en el que se ha producido un mayor número de aportaciones[73]. Por regla general, los recursos naturales no reciben un tratamiento demasiado diferenciado del resto de capital, existiendo plena sustituibilidad entre el de tipo natural y el artificial, como elementos para la acumulación de riqueza y/o como elementos susceptibles de consumo. La genérica definición del desarrollo sostenible se concreta en el mantenimiento del stock de capital total (natural y artificial) que determina los niveles de bienestar de la sociedad en el futuro (Pearce y Atkinson, 1995)[74].

En realidad, estos modelos no persiguen la conservación de lo recursos naturales *per se*, sino el sostenimiento de los niveles de bienestar derivados de los mismos mediante el mantenimiento del stock de capital total[75]. La sostenibilidad es la no disminución del bienestar social (en términos *per capita*) a lo largo del tiempo (Solow, 1986), definiendo el bienestar social como una función de utilidad agregada (derivada de unos niveles de consumo agregado).

Hartwick (1977) modeliza el desarrollo sostenible como el consumo no decreciente a lo largo del tiempo, más preocupado por la eficiencia intergeneracional que por la equidad. Sin embargo, el consumo no es la única fuente de generación de bienestar para el individuo, quien muchas veces obtiene una "utilidad" directamente del medio ambiente. En este sentido, Pezzey (1992:323) concluye que "la sostenibilidad se

72. Según esta idea, una "sociedad sostenible" estaría interesada en el desarrollo cualitativo, no en la expansión física. No estaría ni a favor ni en contra del crecimiento, más bien comenzaría a discriminar entre distintos tipos de crecimiento.

73. Para una revisión véanse Toman et al. (1995), Pezzey (1989, 1992) y Faucheux *et al.* (1998).

74. La condición de capital constante es la más aceptada en la literatura referida a desarrollo sostenible. Otros autores (Brekke, 1997; Asheim, 1995), considerando el crecimiento poblacional y los descensos en la tasa de interés futura derivados de la dependencia de recursos no renovables, llegan a la condición necesaria de crecimiento del capital.

75. El Enfoque de la Teoría del Bienestar, centrado en la definición de funciones de utilidad individuales y social, ha sido criticado frente a un enfoque más holístico que defienda el bienestar de la especie humana y los ecosistemas que la rodean en conjunto (Lovelock, 1988; Norton, 1982; Page, 1991).

define en términos de utilidad no decreciente, relativa a un miembro representativo de la sociedad en una perspectiva de milenios".

La sostenibilidad depende en último extremo de la posición que toma la sociedad en términos de crecimiento poblacional, de consumo e inversión, de la distribución de la renta, etc. Las consideraciones tecnológicas y ambientales juegan un papel de restricciones al aumento continuado del stock de capital total. La cuestión de si es posible la consecución de una senda de desarrollo sostenible independientemente de las condiciones de partida ha centrado gran parte del interés de los modelos desarrollados con instrumentos neoclásicos. La posición más optimista es la de Solow (1974) que defiende la posibilidad del crecimiento sostenible en base a un progreso técnico constante.

La "sostenibilidad muy débil" (sostenibilidad de Solow) requiere que la capacidad de producción de una economía se mantenga intacta, permitiendo el consumo *per capita* constante a lo largo del tiempo (Solow, 1986). Si existe esa tasa de crecimiento sostenible, según los modelos neoclásicos, la economía convergerá suavemente a dicho estado estacionario. Una posición menos favorable sería la expuesta en el modelo de Dasgupta y Heal (1979), quienes demuestran también la existencia de una senda de consumo máximo sostenible, pero concluyendo que el consumo será decreciente si la tasa de descuento es positiva. Por otra parte, la "sostenibilidad débil", más amplia, requiere el mantenimiento del bienestar, lo que permite centrarse en otros objetivos del desarrollo no necesariamente referidos al consumo (Hediger, 2000).

2.1.2.2.1. Modelos de crecimiento con capital natural agotable

La mayoría de modelos actuales continúan la línea de trabajo del enfoque neoclásico de los setenta sobre la teoría del capital natural o teoría del crecimiento con capital natural, desarrollada en los modelos de crecimiento de un sector con un recurso agotable, de Solow (1974), Stiglitz (1974), y Dasgupta y Heal (1974) *inter alia*[76]. El término sostenibilidad no se emplea aún en los mismos, pero su significado está asociado al crecimiento ininterrumpido del capital total a largo plazo. Cuando la crisis energética del petróleo lanza las primeras señales de alerta sobre la restricción ambiental al crecimiento, recogidas en el pesimista Informe Meadows (1972), un grupo de autores, encabezados por Solow (1974), desarrollan modelos de crecimiento introduciendo un recurso agotable en un modelo intertemporal estándar, demostrando que, bajo ciertas condiciones, es posible sostener en el tiempo una tasa de consumo no negativa.

Al igual que en la literatura de los cincuenta sobre crecimiento, la sostenibilidad aparece como un problema de ahorro, es decir, una cuestión de eficiencia, no de equidad intergeneracional. El output agregado de la economía (incluyendo el capital natural) se puede destinar a consumo o ser invertido en acumulación de capital total. Una inadecuada propensión a ahorrar derivada de repetidos períodos con consumos elevados, lleva a bajos niveles de acumulación (ahorro) de capital y por tanto, detrae recursos del consumo e inversión futuros.

Para ello, en cada período se han de amortizar las pérdidas del capital natural de alguna manera, compensándolas con capital artificial gracias a la sustituibilidad plena entre ambos tipos. La tecnología, así como la existencia de recursos naturales con usos alternativos, permite en principio esta sustituibilidad plena. Al agotarse determinado recurso (p.e.: el petróleo) es posible sustituirlo por otro alternativo o, gracias a las mejoras tecnológicas o los cambios en el proceso productivo y en la demanda, superar su escasez[77]. Esta propiedad de sustitución es una condición clave mediante la cual un nivel positivo de producción/consumo creciente puede ser sostenido indefinidamente a pesar de la dependencia de capital natural no renovable para la producción.

De esta manera, se ilustra el resultado conocido como "Regla de Hartwick" (Hartwick, 1977; 1978) que enuncia las condiciones para el consumo *per capita* no negativo en una economía Cobb-Douglas con población constante. Según esta regla, es condición necesaria y suficiente mantener el stock de capital constante, mediante la reinversión en capital artificial de las rentas de escasez (Regla de Hotelling) derivadas de la extracción de recursos no renovables; o lo que es lo mismo, una inversión neta del capital total igual a cero[78].

---

76. Véanse Pezzey (1989), Toman et al. (1995), Brekke (1997) o Hettich (2000) para una revisión.

77. En la mayoría de estos modelos, la población es exógena, lo cual es una limitación importante al no recogerse las interacciones entre población, crecimiento económico y stock de capital natural. Para una revisión de la literatura con población endógena véase Dasgupta (1993) y Mitra (1983).

78. Es decir, que el valor total de los cambios en todos los stock de capital sea cero. Si se pretende aumentar el consumo a lo largo del tiempo, entonces el ahorro neto ha de ser positivo, conclusión a la que llega también llega Weitzman (1976), aunque sin considerar los recursos no renovables.

Los modelos de Stiglitz (1974), Solow (1974) y Dasgupta y Heal (1974) abren una amplia línea de modelización económica[79] en la que se aportan una serie de conclusiones acerca de la naturaleza del crecimiento económico óptimo con recursos naturales agotables de acuerdo al criterio utilitarista de maximización del valor presente, o incluso aplicando cierta regla intergeneracional, mostrando la posibilidad de sostener pautas de consumo *per capita.*

Estos modelos tratan el cambio tecnológico y el crecimiento poblacional como variables exógenas que inciden sobre la tasa de crecimiento. No es hasta finales de los ochenta cuando se desarrollan modelos de crecimiento endógeno centrados en la consideración del cambio tecnológico (y por tanto, de la tasa de crecimiento) como variable endógena. En éstos, el avance tecnológico es resultado de las decisiones de maximización de las empresas y los individuos[80], recogiendo además el efecto indirecto y sinérgico derivado de la acumulación de capital humano o de las inversiones en infraestructura. Trabajos recientes consideran la "endogeneización" de la calidad ambiental y las disponibilidades de recursos naturales, si bien el desarrollo en este campo resulta aún bastante limitado[81]. La sostenibilidad parte del apoyo que supone la tecnología para la mejora de la eficiencia técnica y la reducción de emisiones, junto a la capacidad de autoregeneración del medio natural, hechos que compensan el uso de los recursos naturales y la contaminación derivada.

2.1.2.2.2. Modelos de equidad intergeneracional

Un segundo grupo de teorías dentro del enfoque de la sostenibilidad débil están referidas a modelos en los que, si bien se parte de la aceptación de la mayoría de los principios neoclásicos, se acepta el hecho de que los criterios de eficiencia económica convencionales no son adecuados para tratar los problemas intertemporales de la sostenibilidad. Ello es debido a que estos criterios no asegura el supuesto de no negatividad de los niveles de consumo o utilidad, por lo que resulta necesario conceder más importancia al bienestar de las generaciones futuras. Toman *et al.* (1995:143) definen una función de bienestar social intergeneracional que utilizan para describir la sostenibilidad como "el mantenimiento de niveles aceptables de bienestar a lo largo del tiempo".

En estos modelos se trata de eliminar el peso que tiene la generación actual en los modelos neoclásicos donde no se puede diferenciar entre generaciones. Destacan los trabajos de Howard y Norgaard (1990, 1992, 1993) y Norgaard y Howard (1991), considerando la utilidad como función de los niveles de consumo y preferencias de los agentes. Si en el anterior grupo de teorías la sostenibilidad aparecía como un problema de eficiencia técnica con la restricción de utilidad no decreciente (Pezzey, 1989), en estos modelos la consecución de unos niveles de consumo sostenibles depende en último extremo de las preferencias de la sociedad (elección social), en base a un criterio de maximización del valor presente de la "utilidad social" definida por una función de bienestar social intertemporal. El desarrollo sostenible es más un problema de equidad que de eficiencia en el sentido de Pareto (Howarth y Norgaard, 1993).

El modelo de Howarth (1991) sirve de referencia de este grupo de teorías[82]. Estos modelos normalmente son referidos a una economía cerrada, donde se van superponiendo generaciones[83] que duran dos períodos. Las decisiones de consumo y ahorro que toma cada generación persiguen el criterio de "eficiencia económica" en cada momento, pudiendo ser distinta a la de otro momento temporal. Por otra parte, la sociedad en su conjunto (o su equivalente o representante, el "planificador central"), manifiesta unas preferencias marcadas por una función de utilidad intertemporal que persigue la "equidad intertemporal" en la asignación de recursos entre cada generación en base a una "regla de distribución intertemporal". Estos autores parten de la existencia de una regla de sostenibilidad con fundamentos éticos existente entre generaciones encadenadas[84]. La equidad

79. Véanse los trabajos de Pezzey (1989; 1994).

80. Véanse Lucas (1988), Barro (1990), Barro y Sala-i-Martín (1995) y Romer (1990, 1994).

81. Sobre crecimiento endógeno y sostenibilidad destacan las aportaciones de Weitzman (1997), Gastaldo y Ragot (1996), Beltratti (1995) y Barbier (1999), entre otros. En Aghion y Howitt (1998) o Pearce y Barbier (2000) se puede encontrar un resumen de este enfoque en pleno desarrollo.

82. Howarth y Norgaard (1990) se centran en una economía con un recurso no renovable pero sin capacidad productiva; Howarth y Norgaard (1992) y Howarth y Norgaard (1993) enfocan el análisis hacia la externalidad derivada como es la contaminación y la preocupación de cada individuo por la utilidad de la próxima generación, respectivamente. En ambos se constata que la internalización de las externalidades ambientales o intergeneracionales no asegura la equidad intergeneracional.

83. Esta idea permite no utilizar el supuesto simplista de un único agente que vive indefinidamente y cuyas preferencias son aditivas en el tiempo, criterio usado "para la asignación eficiente de recursos sin mucha atención a la ética" [equidad intergenerational] (Howarth y Norgaard, 1995: 116).

84. Regla más fuerte que el criterio igualitarista de Rawls (1971) basado en el método maximín, el cual lleva a una senda óptima de consumo constante en el tiempo (Solow, 1974).

intergeneracional representa un criterio estricto que interpreta cualquier descenso temporal de la utilidad como un rasgo de insostenibilidad.

El intercambio que se produce entre eficiencia y equidad intergeneracional redunda en que la sostenibilidad, entendida como la consecución de un consumo no decreciente e indefinido de una generación a la siguiente, es un requerimiento de equidad intertemporal que no es garantizado por la regla de eficiencia de maximizar el valor presente del consumo total a lo largo del tiempo. Cuando la generación presente es la que dispone de los derechos de propiedad sobre los recursos naturales, el resultado típico conduce a niveles de utilidad monótonamente decrecientes a lo largo del tiempo[85].

Para alcanzar una senda de consumo no decreciente es necesario que las generaciones actuales se preocupen lo suficiente por las generaciones futuras. En el modelo de Howarth (1991) se asume que los individuos se preocupan únicamente de ellos mismos, mientras que el problema de la equidad intergenerational recae sobre las instituciones colectivas. Para ello son necesarios una serie de mecanismos relacionados con la definición y maximización de una función de bienestar social (Faucheux *et al.*, 1998).

La eficiencia intertemporal reflejada en la solución de equilibrio de estos modelos implica además que los precios de los stock de capital natural se corrijan y reflejen la tasa de descuento temporal, el coste de oportunidad intertemporal (coste de uso en esa generación y no en otra), de manera que la economía converja a un estado estacionario en el que se mantenga constante el capital natural (en términos de los servicios o funciones que desarrolla) mediante inversiones y consumos simultáneos (Van Geldrop y Withagen, 2000).

Por otra parte, siguiendo la corriente del análisis coste-beneficio, Chichilnisky (1996) llega a una de las soluciones más elaboradas para modelizar matemáticamente la condición de sostenibilidad, partiendo para ello de un modelo de crecimiento en el que las generaciones se pueden no solapar[86]. La solución (senda sostenible) derivada de la optimización dinámica aplicando este criterio converge en el tiempo con el resultado de la llamada "Regla de Oro Ambiental" comentada más adelante (Heal, 1996; Beltratti *et al.*, 1995)[87].

Pearce *et al.* (1989) también se centran en el aspecto intergeneracional al defender que las generaciones futuras sean compensadas por los daños futuros provocados por las acciones de la actual. Para ello es necesario legar a las generaciones futuras un stock de capital (natural y artificial) al menos igual al actual[88].

2.1.2.3. La sostenibilidad fuerte

Frente al enfoque anterior, los modelos recogidos de "sostenibilidad en sentido fuerte" tienen como punto en común la no aceptación de la premisa neoclásica de plena sustituibilidad entre tipos de capital, así como la adopción, por lo general, de enfoques más integradores de las realidades ecológica y económica[89]. La sostenibilidad se traduce en la no disminución de las funciones naturales sustento de la vida (véase Daly y Cobb, 1989), frente a la sostenibilidad débil que se centra en la no disminución del desarrollo. Autores como Daly (1994) y Victor (1991) argumentan que el conocimiento de las ciencias naturales sugiere que no puede suponerse la sustituibilidad perfecta entre capital natural y económico[90]. El capital natural es distinto y específico, por lo que el bienestar futuro depende de la conservación del mismo, dado que sus funciones no pueden ser sustituidas plenamente por el capital manufacturado o artificial, ni por el avance científico y tecnológico.

Como apuntan Pearce y Turner (1990), la sostenibilidad fuerte (o en sentido estricto) ha de centrar todos los esfuerzos dado que:

a) En realidad el capital natural y el artificial no son plenamente sustitutivos.

b) Siempre existen los problemas de incertidumbre e irreversibilidad asociados a las decisiones de consumo de recursos naturales.

85. Véanse Toman et al. (1995) y Dubourg y Pearce (1996)

86. En el "Criterio de Chichilnisky" se formulan axiomáticamente las "preferencias sostenibles", sensibles por igual al bienestar de todas las generaciones y se parte de la idea de que el futuro no se descuenta en el mismo grado para todos los momentos temporales.

87. Esta Regla se considera una definición hicksiana de la sostenibilidad absoluta, refiriéndose a la pauta que tendría que seguir una economía (de forma estacionaria), dado el máximo nivel de utilidad sostenible.

88. La cuestión del establecimiento de una regla para asegurar la equidad intergeneracional se puede solucionar mediante la llamada "cadena de obligación" entre generaciones (Howarth, 1992). Page (1977) habla de "autoaltruismo" al decir que el bienestar de un individuo en el presente "depende" del consumo actual y de las generaciones futuras.

89. Como señalan Nöel y O'Connor (1998), este enfoque concede una gran importancia a la investigación aplicada a los ecosistemas y las disponibilidades de recursos naturales, a las posibilidades de sustitución y cambio tecnológico, así como a la prospectiva económica.

90. Junto a otras connotaciones derivadas de operar con información incompleta sobre los costes de la degradación ambiental, dado el desconocimiento de las funciones ambientales (Pearce y Turner, 1990).

c) Equidad intergeneracional. Se ha de preservar el capital natural intacto o mejorado para las generaciones futuras con idea de que tengan las mismas posibilidades de partida para su desarrollo.

La consideración del capital en términos físicos arroja el mismo resultado sobre la sustituibilidad. Georgescu-Roegen (1971) argumenta que el capital artificial, refiriéndose al capital financiero y al trabajo, no debe tratarse de la misma manera que el capital natural (recursos y materiales), como input de la función de producción. Ello es debido a que los verdaderos inputs del capital artificial son los servicios derivados del mismo, y no el stock acumulado, como en el caso de los recursos naturales. Capital y trabajo no son stock, sino "fondos" en la terminología de Georgescu-Roegen, de los que se puede obtener un número limitado de servicios en un período finito de tiempo. La sustituibilidad entre fondos y materiales no es plena, sino más bien han de considerarse complementarios. "Pensar que la sustituibilidad permitirá un crecimiento infinito sobre la base de recursos no renovables finitos está basado en suposiciones que entran en conflicto con el rol de complementariedad de los inputs materiales y los servicios aportados por los fondos" (Bergh y Hofkes, 1997:13).

La no sustituibilidad impone la definición de una condición necesaria para el desarrollo sostenible en sentido estricto o fuerte (Pearce et al., 1989; 1990) como el mantenimiento del stock de capital natural por encima de determinados umbrales mínimos[91]. Para Pearce *et al.* (1990), cinco son las razones para utilizar la regla del mantenimiento del stock de capital natural frente al mantenimiento del stock de capital total: la justicia con los socialmente desfavorecidos, intergeneracional y con la naturaleza, así como la aversión al riesgo derivado de la incertidumbre o la irreversibilidad y la eficiencia económica.

2.1.2.3.1. Principio de precaución y estado estacionario

La conservación del capital natural obedece al llamado *Principio de Precaución* (Daly, 1973; Perrings, 1991), implícito en la definición de la Comisión Brundtland. En una situación de toma de decisiones bajo incertidumbre, en previsión a la peor solución posible para las generaciones futuras (método *minimax*), es necesario reservar recursos para la seguridad futura. Este requisito supone el mantenimiento de la resiliencia de los sistemas naturales, mediante la protección de ciertas especies "vitales" (Turner, 1993).

Para Perrings (1991:160), esta regla se basa en "reservar recursos de salvaguarda frente a los posibles efectos catastróficos futuros de las actividades en curso (...). Si se conoce que una acción puede causar daños ambientales profundos e irreversibles, reduciendo de forma permanente el bienestar de las generaciones futuras, pero la probabilidad de dicho daño es desconocida, entonces, no es justo actuar como si la probabilidad fuera conocida. La decisión de si aceptar los costes esperados de determinada política bajo incertidumbre es, en este sentido, función del substrato ético y de la función de bienestar social intertemporal".

Daly (1989; 1990) define cuatro principios operativos para la sostenibilidad basados en la minimización del impacto humano sobre el medio ambiente:

a) Limitar la escala humana a un nivel que si no es óptimo, al menos esté en los límites de la capacidad de carga y por tanto sea sostenible.

b) Cambio tecnológico que incremente la eficiencia y durabilidad mientras que limite el consumo intermedio.

c) Preservar las tasas de consumo de recursos renovables y las tasas de emisión de residuos por debajo de las capacidades regenerativas y asimilativas del medio ambiente.

d) Restringir el uso de recursos no renovables a niveles equitativos por la creación o el acceso a recursos renovables sustitutivos.

En base a las restricciones físicas y ecológicas derivadas de la limitada capacidad de carga del planeta, Daly (1973) argumenta la necesidad de la consecución del *Estado Estacionario*[92], donde la población y su economía permanecen estables. Según Daly, los principios de la termodinámica obligan a la

91. Destaca el modelo desarrollado por Barbier y Markandya (1990) donde el capital natural no es plenamente sustituible y se asume que ha de mantenerse un nivel positivo de stock natural.

92. Esta noción de estacionariedad no imposibilita mejoras en los niveles de bienestar y calidad de vida de la población. Muy similar al concepto en el sentido de Mill, se trata de una idea distinta a la considerada por la ortodoxia económica (más cerca de la definición de Adam Smith), referida a economías en la fase previa a la recesión.

necesidad de un estado estacionario, así que la sociedad debería conformarse con un nivel de población y de satisfacción de las necesidades adecuado a los parámetros físicos. No obstante, "los límites derivados de la capacidad de carga no son fijos o absolutos, sino dependientes de los valores sociales y de la capacidad tecnológica" (Mitchell, 1999:49). Por tanto, el estado estacionario asociado tampoco será absoluto.

2.1.2.3.2. Estándar mínimo de seguridad y capital natural crítico

Como señalan Costanza y Patten (1995), la consideración de sostenibilidad sólo puede ser observada *a posteriori.* Tradicionalmente se ha aplicado la idea de que manteniendo las tasas de aprovechamiento de un recurso renovable por debajo de su tasa natural de regeneración, es posible alcanzar el *aprovechamiento máximo sostenible*. Sin embargo, esta regla, que ha sido la base de los sistemas de extracción sostenibles (véase Roedel, 1975), "es en realidad una predicción y no una definición de sostenibilidad" (Constanza y Patten (1995:194). El desconocimiento de los sistemas físicos, de los niveles de explotación máximos, de los niveles de regeneración de los recursos y de las interacciones entre estos parámetros junto a la actividad humana hacen necesaria la adopción de un principio de precaución.

Una cuestión importante para conservar el capital natural es su importancia en cuestiones como la resiliencia de una economía ante un shock externo (Pearce *et al*., 1990). Ello es debido a que el capital artificial no cumple todas las funciones ambientales del capital natural (sobre todo la de "diversidad") y por tanto, disponer de un stock importante de capital natural ayuda a superar esas situaciones de estrés de forma más eficaz (menos efectos irreversibles) que disponer únicamente de capital artificial.

Pearce y Atkinson (1995) abogan por la complementariedad de las reglas de sostenibilidad débil y fuerte. Así, la primera sería aplicable a los recursos que conforman el capital natural, renovables o no renovables pero con provisión muy por encima de lo que se denominan *niveles críticos,* que muestren elevada sustituibilidad con el capital artificial; mientras que la regla de sostenibilidad fuerte se aplicaría a esos recursos que muestran no sustituibilidad y niveles que hacen peligrar la satisfacción de las funciones ambientales. La regla obliga a que el *capital natural crítico*[93] no decrezca a lo largo del tiempo.

La relación entre el capital natural (KN) y el capital artificial o manufacturado (KM) caracteriza el grado de sostenibilidad de un territorio. Como apuntan Pearce *et al.* (1990), el modelo desarrollista imperante en el pasado lleva hacia una acumulación de capital artificial. Bajo esta situación, la no incorporación correcta de las externalidades ambientales al consumo, conduce a un creciente agotamiento del capital natural existente que es transformado en KM. Sin embargo, esta relación de intercambio no es sostenible en el tiempo, existiendo un stock mínimo de KN rebasado el cual reducciones en el mismo producen costes sociales demasiado elevados. Ese nivel recibe el nombre de *Estándar Mínimo de Seguridad.*

Este concepto está íntimamente ligado al Principio de Precaución, conformando una regla de decisión aplicable a situaciones en las que el análisis convencional es desbordado[94], dado que se han de tomar decisiones sobre disponibilidades de recursos de difícil valoración y bajo total incertidumbre. Como *Estándares Mínimos de Seguridad* (EMS), término introducido por Ciriacy-Wantrup (1952) y Bishop (1978), se entienden aquellos bienes naturales únicos como las especies amenazadas, ecosistemas vírgenes, recursos no renovables, etc., que se han de preservar intactos "a menos que los costes de hacerlo sean intolerablemente altos" (Randall y Farmer, 1995:34).

La regla que propone el enfoque del EMS es: prevenir reducciones en el stock de capital natural por debajo del estándar mínimo de seguridad identificado para cada componente de este stock, a menos que el coste social de oportunidad de la conservación sea "intolerablemente alto". En palabras de Ciriacy-Wantrup, "un estándar mínimo de seguridad es esencialmente un incremento de flexibilidad en el desarrollo continuado de la sociedad" (Aguilera Klink, 1995:71). La diferencia de este enfoque con el del Capital Natural Crítico radica en que éste último no considera el esfuerzo de la sociedad en términos de los costes de conservación, por lo que se ha de preservar

93. Esta perspectiva centra la dificultad en la composición del capital natural crítico (¿qué funciones ambientales son críticas?) dada la complejidad de las interrelaciones entre los ecosistemas.

94. No obstante este criterio es criticado por la ortodoxia económica al ser inconsistente con el criterio de eficiencia de Pareto, pues se soportarán costes hasta un límite ciertamente indefinido a cambio de mantener el capital natural. El análisis coste-beneficio por el contrario, permite identificar soluciones.

independientemente de cualquier consideración en términos de coste. Sin embargo, en el EMS es posible sobrepasar el límite si se asumen los costes.

Una manera operativa de definir el mantenimiento del stock de capital natural es mediante la diferenciación entre distintos grados o categorías de capital natural. Para mantener las funciones ambientales necesarias para la sostenibilidad económica y ecológica es pre-requisito necesario mantener a su vez un stock crítico de capital natural. El concepto de *capital natural crítico* (CNC), equiparable a los estándares mínimos de seguridad, es definido como (Nöel y O'Connor, 1998:82): "el conjunto de recursos medioambientales que cumplen importantes funciones medioambientales y para las cuales, en una escala geográfica determinada, no es posible sustituirlos en términos de capital manufacturado, humano u otro capital natural que exista en la actualidad".

Según este enfoque, para mantener los niveles de bienestar en el futuro, asegurando por tanto la sostenibilidad económica y ambiental, es necesario mantener un stock de capital natural que permita la satisfacción de las llamadas *funciones ambientales o naturales* básicas (de Groot, 1992). Éstas son definidas como la capacidad de los procesos naturales y sus componentes de proveer bienes y servicios, destinados a la satisfacción de las necesidades humanas. El modelo de Common y Perrings (1992) trabaja con el objetivo mixto de la sostenibilidad económica (bienestar agregado no decreciente) y la ecológica (conservación de funciones naturales). Entre sus conclusiones destaca la dificultad de incluir las restricciones físicas o naturales en los modelos económicos clásicos. Para la consecución de la sostenibilidad económica es condición necesaria asegurar una serie de funciones ecológicas.

Por otra parte, Howarth (1997:556) propone como sostenibilidad en sentido fuerte, el sostenimiento de las "oportunidades de vida" de generación a generación; es decir, "el aumento o mantenimiento de las oportunidades de acceso de un individuo a los servicios producidos gracias al stock de capital reproducido, capacidad tecnológica, recursos naturales y calidad medioambiental".

Otra cuestión interesante surge al considerar si lo que se ha de mantener es el stock de capital natural o el valor económico del mismo. Esta segunda opción permite disminuciones en el stock físico de capital natural siempre y cuando vayan aparejadas de un aumento en el precio (en términos reales) que mantenga constante el valor económico total a lo largo del tiempo. El problema reside en la correcta asignación de precios a los recursos naturales, sobre todo en aquellos que cumplen diversas funciones ambientales, muchas de las cuales son poco conocidas en términos económicos y cuya desaparición acarrea problemas de irreversibilidad.

2.1.2.3.3. Modelos desde la termodinámica y la entropía

Estos modelos se alejan más de la ortodoxia neoclásica[95] que los arriba expuestos, siendo fruto de la interrelación entre Economía, termodinámica y Ecología. No obstante, cuentan con una dilatada historia[96], basándose en la consideración de los efectos de las leyes de la termodinámica sobre las relaciones en términos de energía y materia entre los sistemas económico y ambiental. Las aportación principal de Georgescu-Roegen podría resumirse en la afirmación de que la ley de la entropía es la clave para entender la escasez económica (Georgescu-Roegen, 1971).

Esta idea fundamental se vertebra básicamente en dos hechos: primero, que en todos los sistemas abiertos, la energía presenta rendimientos decrecientes (no se traduce al 100% en calor, movimiento, trabajo o materia, produciéndose pérdidas) y, en segundo lugar, que la irreversibilidad se manifiesta en incremento del desorden interno o entropía (manifestado en disipación de energía). En términos de energía, esto supone la no recuperación de la energía consumida (igual que un carbón ya quemado no vuelve a generar la misma potencia calorífica).

En este sentido, las nuevas formulaciones de la segunda ley de la termodinámica sugieren que los sistemas complejos se desarrollan a expensas de un desorden creciente en los ambientes que los hospedan (con las consecuencias de irreversibilidad comentadas). Estos sistemas, denominados *estructuras disipativas,* están permanentemente en estado de desequilibrio y

95. En Amir (1995) se analizan las claves de esta clara oposición entre las teorías del valor derivadas de los modelos neoclásico y termodinámico al analizar la relación entre economía y daño ambiental.

96. Desde los trabajos de Clausius que enunció la segunda ley de la termodinámica (Ley de la Entropía) muchos economistas/ingenieros han aplicado sus principios a la interacción entre medio ambiente y sistemas económicos, como H.T. Odum (1971) y Georgescu-Roegen (1971). Para una revisión de esta evolución consulte Martínez Alier (1987), Passet (1996), Faucheux y O'Connor (1998b) y Kåberger y Månsson (2001).

requieren un constante input de energía y materia para mantener su estructura y orden internos (baja entropía), dada la continua y espontánea disipación de energía. Schrodinger (1944) define la vida como un sistema en estado-estacionario y desequilibrio termodinámico que mantiene su distancia constante al equilibrio (muerte) intercambiando output de alta entropía con inputs de baja entropía del medio.

En definitiva, las consideraciones termodinámicas implican la continua necesidad de energía primaria y la inevitable continua generación de residuos. Ello obliga a incluir en los análisis de desarrollo las cuestiones referidas a la cuestión de "escala", definida en sentido de balance de materiales y energía de una economía (Daly, 1992). Debido a las leyes de la termodinámica, gran parte de los recursos utilizados por una economía en la generación de bienes y servicios son finalmente devueltos al medio ambiente en forma de residuos inservibles. La escala de una economía debería estar relacionada con la capacidad del medio para regenerar sus recursos y asimilar los residuos, de manera que no mermara la capacidad de carga de la misma.

La perspectiva de la termodinámica aplicada a la actividad económica[97] y más concretamente a los procesos productivos, nos lleva al estudio de los problemas de irreversibilidad del uso de los recursos energéticos y de la disipación (no aprovechamiento al 100%) de la energía, junto a la producción de residuos. Para mantener la actividad económica, en su vertientes de consumo y producción, como estructura disipativa que es el sistema socioeconómico, es necesario producir entropía en el sistema a través de una disipación continua de la energía disponible en el sistema, así como una generación de residuos y energía residual.

Se han desarrollado gran número de procedimientos de modelización energética de una economía y su relación con el medio ambiente. En este apartado destaca el modelo ECCO (Enhancement of Carrying Capacity Options) aplicado a Kenia, Tailandia, Zimbabwe, Isla Mauricio y China (Gilbert y Bradt, 1991) y al Reino Unido (Slesser, 1994). Dicho modelo describe el sistema económico y sus flujos en términos energéticos, relacionando dinámicamente el crecimiento demográfico, el desarrollo económico y las necesidades derivadas en materia de recursos.

A partir de estas iniciativas surgen nuevas conceptualizaciones de la sostenibilidad basada en la energía, así como medidas o indicadores de sostenibilidad basadas en la "contabilidad energética". De cara a la sostenibilidad a largo plazo, la contabilidad energética adquiere gran importancia. Se puede considerar a la *energía total disponible* como un componente del Capital Natural Crítico (Slesser, 1993). La termodinámica también apunta límites físicos al desarrollo de avances científicos aplicados a la eficiencia energética. Es por todo ello que ha de evaluarse la restricción global de energía disponible (considerando la biosfera como un sistema único) y las necesidades que los ecosistemas y los sistemas económicos tienen.

2.1.2.3.4. Modelos sectoriales

El desarrollo de modelos sectoriales obedece al interés por la distribución sectorial de la sostenibilidad, así como aproximar el impacto que sobre las variables macroeconómicas, como producción, empleo o renta, viene derivado de la consideración de los costes ambientales y del agotamiento de los recursos naturales. La versatilidad de los modelos sectoriales ha permitido su utilización también desde las perspectivas propias de la termodinámica y la coevolución.

Entre estos modelos, destaca el uso del Análisis Input-Output para describir la interacción entre sectores y el balance de materias, recogiendo de forma desagregada, no sólo los efectos directos e indirectos o inducidos sobre la actividad económica, sino también aquellos otros sobre el uso y calidad de los recursos, así como las emisiones de contaminantes.

La posibilidad de realizar simulaciones de los efectos que sobre el medio ejercen distintas estructuras productivas permite analizar *ceteris paribus* los posibles resultados en términos de la sostenibilidad de diversos niveles de demanda final o distintas especializaciones productivas. La consideración de las variables ambientales como consumo de agua, energía, así como generación de residuos, contaminación, etc. por parte de estos modelos, permite por tanto optimizar el PNB en base a restricciones no sólo económicas, sino también ambientales. De esta manera, es posible realizar un

97. Boulding (1966) fue pionero en la aplicación de los principios de la termodinámica a la Economía, siendo desarrolladas estas teorías por Georgescu-Roegen en los setenta (véase revisiones en Aguilera, 1995; Beard y Lozada, 1999). Destacan los análisis del balance de materiales y análisis energético de cuestiones económicas realizado por Ayres (1978), así como Hall, Cleveland y Kaufman (1986), entre otros.

modelo teórico del PNB resultante para minimizar el impacto ambiental y, por tanto, cumplir los estrictos criterios de sostenibilidad. Por otro lado, también es útil para establecer los cambios estructurales necesarios a establecer en la economía para que, asegurando un PNB creciente, se mantengan o minimicen los impactos ambientales.

El enfoque Input-Output aplicado al análisis de la interacción entre los sistemas económicos y ambientales fue desarrollado por Leontief (1970), destacando la ambiciosa aplicación al marco interregional de Isard *et al.* (1972)[98]. Entre otros modelos de simulación destacan:

a) WORLD 3 (Forrester, 1971; Nordhaus, 1973; Meadows *et al.*, 1972; 1992). Los modelos de la serie WORLD son pioneros en tratar de predecir la evolución conjunta de la población, uso de recursos, capital y contaminación, considerando sus interacciones a nivel planetario.

b) ECCO (Gilbert y Bradt, 1991; Slesser, 1994). Comentado anteriormente en el apartado de modelos basados en la termodinámica, ECCO identifica las estrategias y tecnologías adecuadas para los objetivos económicos y ambientales a largo plazo.

c) E3 (Barker, 1998) (Energy, Economy-Ecology). Desarrollado a partir del enfoque SAM aplicado a Reino Unido, China o Japón. El mismo equipo de trabajo (Cambridge Econometrics) ha desarrollado el E3ME (Energy-Environment-Economy Model of Europe) aplicado a Europa y está en elaboración un modelo mundial.

d) El STELLA usado para modelizar sistemas complejos incluyendo ecosistemas y sistemas económicos (véase Costanza y Gottlieb, 1998).

e) El modelo macroeconómico de equilibrio general (GEM-E3) desarrollado a partir del E3ME por parte del RIVM (2000) aplicado a la mayoría de los estados de la Unión Europea. Se analizan los efectos que sobre agregados macroeconómicos tienen los gastos en protección del medio ambiente para distintos escenarios.

f) HERMES (Mot *et al.*, 1989). Modelo a escala europea que utiliza funciones de producción a nivel sectorial que incluyen capital, trabajo, energía y materiales.

En los llamados modelos computacionales de equilibrio general, las interacciones entre sectores pueden ser lineales y no lineales, permitiendo el análisis de los efectos derivados de la implementación de determinadas medidas reguladoras de la estructura sectorial. Como señalan Bergh y Hofkes (1997), una formulación dinámica de estos modelos es la mejor herramienta para el tratamiento de cuestiones relativas al desarrollo sostenible, si bien, se trata de modelos poco manejables que demandan gran cantidad de información[99].

Para el caso de Andalucía, de entre las aplicaciones sectoriales basadas en dinámica de sistemas destaca la realizada por Melchor (1995). En materia de contabilidad Input-Output a nivel regional considerando determinadas variables medioambientales es necesario referenciar CMA (1996b).

2.1.2.3.5. Modelos de coevolución

La idea básica de la *Economía Evolucionaria o Coevolucionaria*[100] (Hodgson, 1993; Gowdy, 1994) radica en reconocer que, desde una perspectiva integradora propia de los sistemas biológicos, en Economía los procesos también son irreversibles, accidentales y acumulativos, por lo que los equilibrios estables (estado estacionario) son muy difíciles de conseguir[101], dada la velocidad a la que se producen los cambios.

Otras ideas asentadas en la ortodoxia económica son relativizadas por este enfoque: evolución como símbolo de progreso, crecimiento como producto del incremento de la eficiencia marginal, existencia de equilibrio único estacionario (Bergh y Gowdy, 2000). Términos como "evolución darwiniana", "evolución lamarkiana", "coevolución", "equilibrio interrumpido", "sistema jerárquico de selección" o "resiliencia", constituyen la jerga común de gran parte de los trabajos bajo este enfoque[102], para el cual los sistemas naturales y sociales han evolucionado juntos y no se puede entender el uno sin el otro (Norgaard, 1984).

El enfoque predominante en la Economía de la Sostenibilidad, el de la sostenibilidad débil, se reduce al objetivo de sostener el crecimiento económico

98. Otras aplicaciones relevantes vienen recogidas en Muller (1979) y Kneese et al. (1970).

99. Una revisión de los principales modelos de interacción entre variables macroeconómicas y ambientales se encuentra en Ierland (1999)

100. Una completa revisión de estos modelos, muy heterogéneos, puede encontrarse en Bergh y Gowdy (2000) y Gowdy (1999).

101. La aplicación de la teoría de juegos ha encontrado en estos modelos una fecunda línea de trabajos (Maynard, 1982).

102. Entre las contribuciones más importantes destacan Boulding (1978), Clark et al. (1995), Gowdy (1994), Norgaard (1994), Faber y Proops (1990) y Munro (1997).

(Solow, 1992). El desarrollo se caracteriza por la acumulación de un stock de capital unidimensional con efectos reversibles (Toman *et al.* 1995).

Las visiones tradicionales de la sostenibilidad se basan en la existencia a priori de un estado de equilibrio estático, más centradas en definiciones cuantitativas y cerradas de la sostenibilidad. La definición de los principios generales de gestión y toma de decisiones hacia la sostenibilidad es el objetivo principal.

La *coevolución* se refiere a la evolución simultánea de determinadas especies y ecosistemas, y análogamente entre actividades económicas y su medio natural (Bergh y Gowdy, 2000). Se parte del reconocimiento de la existencia de una estrecha interrelación entre el sistema económico y el sistema físico (Boulding, 1978), siendo el problema de la sostenibilidad básicamente una cuestión de estabilidad[103], resiliencia[104] y biodiversidad. Los principios del evolucionismo darwiniano, gradual y adaptativo, se conjugan con aquellos otros de la termodinámica, la tendencia al desorden, o la teoría de la información, complejidad del sistema, para analizar la sostenibilidad[105].

El concepto de la "creación económica continua" de Daly (1991) asienta la idea de los límites físicos de la Tierra y de que la Economía es un apartado dentro del sistema finito global. Por esta razón no es posible el crecimiento económico continuo, lo que lleva a la necesidad de conseguir alguna pauta de crecimiento (sostenible) inestable y no total, dado que los condicionantes del mismo, al igual que ocurre en los ecosistemas naturales, están en constante evolución.

En este sentido, destacan los trabajos de Norgaard (1984; 1994) quien introdujo el término de coevolución en Economía y cuya posición es claramente crítica con el convencionalismo de la Economía tradicional. "Desde la visión coevolucionaria, la preocupación por la integridad y durabilidad de la actividad económica implica la preocupación por la integridad de los sistemas ecológicos" (O'Connor, 1998:40). Para Norgaard (1988:607) es necesario analizar en cada comunidad la interacción entre agentes locales y medio ambiente: "¿evolucionarán en el tiempo el medio ambiente, los recursos naturales, la tecnología y niveles culturales, reforzándose mutuamente?. ¿Se destruirán los recursos y el medio ambiente local, o incluso el sistema social y los rasgos culturales locales?."

Como señala Perrings (1990), el crecimiento económico sostenible significa que el mismo no sea amenazado por los procesos de retroalimentación biofísicos de dos formas: agotamiento de los recursos que no pueden sustituirse y degradación de la capacidad de asimilación del medio.

Uno de los modelos más conocidos en la Economía del Desarrollo Sostenible que se pueden catalogar de coevolutivo es el propuesto por Common y Perrings (1992). En el mismo, estos autores recogen las interacciones entre una economía y el ecosistema en base a la combinación de conceptos ecológicos (estabilidad) y eficiencia económica. La sostenibilidad ecológica consiste en el mantenimiento de la estabilidad del ecosistema. Para ello se sigue el criterio de Holling (1973) basado en asegurar la resiliencia de un ecosistema (en relación directa con la diversidad del mismo). La sostenibilidad económica sigue la regla de eficiencia de Hartwick.

La principal conclusión del modelo radica en que el mantenimiento de los parámetros básicos del ecosistema es condición suficiente para la sostenibilidad ecológica. Sin embargo, dado que el bienestar futuro descontado y los beneficios económicos son función de dicha "estabilidad", esta condición supone un consumo constante, o lo que es lo mismo, una tasa nula de crecimiento económico (estado estacionario).

Este modelo amplía el desarrollado por Solow-Hartwick, centrado en la eficiencia económica, conjugando la necesidad de indicadores monetarios con otros físicos básicos para establecer la resiliencia de los ecosistemas[106]. Estos modelos tradicionalmente usan información de tipo cuantitativo basada en métricas cardinales. Sin embargo, los aspectos cualitativos son cada vez más importantes en los análisis derivados de la Economía Ecológica.

No obstante, en la Economía Evolucionaria, dentro

103. La estabilidad implica que las variables retornen a su estado de equilibrio tras una perturbación.

104. Resiliencia es un tipo de estabilidad que significa resistencia de un sistema ante una presión externa, manteniendo la estructura y funciones tras la presión. Para Common y Perrings (1992) es el equivalente ecológico de término sostenibilidad.

105. Véanse Clark et al. (1995) y Ayres (1994).

106. Esta cuestión apunta nuevas dificultades al necesitarse una amplia bateria de indicadores físicos para determinar la diversidad de las especies. La división por regiones o comunidades (ecoregiones) puede ser una solución para ello.

de las aplicaciones realizadas se pueden distinguir varias líneas de investigación. Bergh y Hofkes (1997) hacen la siguiente clasificación de los modelos de coevolución:

a) Modelos integrados centrados en las interacciones cuantitativas a largo plazo entre los sistemas económico y medioambiental. El interés de los mismos no es analizar el comportamiento sectorial sino el conjunto de interrelaciones, bien a nivel global (Forrester, 1971; Nordhaus, 1973; Meadows *et al.*, 1982), nacional (Dellink *et al.*, 1999), regional (Bergh y Nijkamp, 1991; 1994; Bergh, 1996; Giaoutzi y Nijkamp, 1993), o local (Capello *et al.*, 1999).

b) Modelos centrados en el cambio tecnológico como proceso evolucionario y su interrelación con el progreso técnico para la reducción de la polución y del consumo de recursos naturales[107].

c) Modelos de evolución de ecosistemas concretos (agrario, forestal, acuífero), relacionados con las técnicas de control óptimo.

d) Modelos de evolución de sistemas económicos y ambientales basados en la estructura espacial jerárquica con mecanismos de retroalimentación que llevan a modelos complejos[108].

El enfoque ecosistémico, comentado en el primer capítulo, puede englobarse dentro de los modelos de coevolución. No en vano, la sostenibilidad es en origen un concepto heredado de la ecología, reflejando el comportamiento prudente de un depredador que evita sobreexplotar sus presas para asegurar un suministro sostenido (Odum, 1971).

En referencia a la utilidad de dicho enfoque en materia de sostenibilidad, una visión ecosistémica del capital natural nos lleva al mantenimiento de la estabilidad del ecosistema y su resiliencia como precondiciones para el desarrollo económico sostenible (Perrings, 1994). Esta aproximación sistémica enfatiza las relaciones dinámicas entre los sistemas económico y ecológico (Archibugi y Nijkamp, 1989), apuntando la necesidad de un entendimiento científico y empírico acerca de las mismas. Desde la perspectiva economicista, el análisis en términos del balance de materiales también se analiza desde la lógica tradicional de la Economía Medioambiental (Kneese *et al.*, 1970; Spangenberg, 1999), o el análisis espacial y regional (Bergh y Nijkamp, 1994; *Bergh et al.*, 1995).

Norton (1992) propone cinco axiomas para la gestión ecológica en línea con la sostenibilidad en sentido fuerte:

a) Dinamismo. La naturaleza evoluciona, mediante procesos en continuo flujo, pero los sistemas más grandes cambian más lentamente que los pequeños.

b) Interrelación. Todos los procesos están interrelacionados.

c) Jerarquía. Los sistemas están jerarquizados, de manera que se pueden dividir en subsistemas.

d) Creatividad. Los procesos son la base de la productividad biológica.

e) Fragilidad diferencial. Los sistemas ecológicos varían en su capacidad de superar crisis y tensiones.

En este sentido, se pueden citar gran número de referencias de autores que definen principios o condiciones de índole ecológica necesarios para conseguir la sostenibilidad (Pearce *et al.*, 1989; Ayres, 1996; Azar *et al.*, 1996), tales como la reducción de las emisiones ácidas y de metales pesados a la atmósfera, los vertidos a los estuarios, mares, etc.

2.1.3. Interpretación urbana de la sostenibilidad

El tema de la sostenibilidad urbana está muy ligado, entre otras cuestiones, a la del crecimiento urbano. Por otra parte, el análisis del crecimiento y el tamaño óptimo urbano es un tema clásico en la Economía Regional y la Geografía Urbana[109]. La teoría clásica acerca del tamaño óptimo de la ciudad predice que existe un volumen pasado el cual, un incremento en las dimensiones físicas supone disminuciones en las ventajas derivadas de la aglomeración. Entre los factores que limitan la expansión física se encuentran, básicamente, las externalidades negativas derivadas de la concentración de actividad económica y población englobadas en lo que se viene a llamar deseconomías de aglomeración. A nivel urbano, éstas se traducen en insoportables niveles de densidad poblacional, carestía del suelo y vivienda, desempleo, tráfico, etc. Recientemente, los factores ambientales son incluidos

107. Véase por ejemplo Faber y Proops (1990) donde se relaciona la invención (patentes) con la tecnología ambiental y ahorradora de recursos.

108. Clark et al. (1995) se centra en los casos de Senegal y Creta. Una versión más completa de este tipo de modelos es la definición de "escenarios", describiendo distintas situaciones futuras, así como los procesos necesarios para llegar a las mismas (Bergh et al., 1995).

109. Para profundizar en las principales teorías sobre crecimiento y forma urbana véanse Jacobs (1969), Alonso (1971), Richardson (1973), Hall (1975), Fujita (1985), Camagni (1992) o Giersch (1995), entre otros.

en estos análisis, considerándose los efectos de los crecimientos urbanos incontrolados sobre la calidad de vida y las decisiones de localización de actividades económicas.

Sin duda, las ciudades no son viables para un tamaño mínimo, normalmente por motivos de coste de urbanización y dotación de equipamientos e infraestructuras. No obstante, también existen límites máximos, ecológicos y económicos. Con relativa facilidad, a partir de cierta escala, proporción o equilibrio entre lo urbano y lo natural, las ciudades fracasan desde el punto de vista ecológico, lo cual resulta evidente al analizar los balances de materiales, energía y agua. La realidad en las grandes ciudades internacionales es bien distinta. En contra de la teoría, se constata un aumento constante en la población y el tamaño de las mismas, lo cual hace pensar que los límites ecológicos al crecimiento urbano son bastante flexibles[110].

Las ciudades son los focos productores de insostenibilidad más importantes después de los entornos industriales, originando problemas ambientales en su dimensión local (ruido, polución), regional (contaminación en medio acuático) e incluso global (calentamiento global). Sin embargo, son precisamente el entorno idóneo para llevar a cabo acciones que busquen un modelo de desarrollo sostenible, pues cuanto más local sea un problema, más posibilidades existen de establecer unos buenos principios correctores de la eficiencia del mercado en la asignación de recursos, dado que, como señalan Camagni *et al.* (1998):

a) ofrecen un marco institucional adecuado para realizar políticas concretas y afrontar la heterogeneidad de los problemas de la sostenibilidad.

b) es posible una mayor rapidez en la toma de decisiones públicas al ser unidades descentralizadas.

c) es posible elaborar estadísticas y establecer medidas de seguimiento de las políticas realizadas de manera más rápida y sencilla que en la escala regional o global.

Al centrarse en la dimensión urbana pueden aparecer nuevos aspectos relativos al concepto de sostenibilidad derivados de aplicar las teorías anteriores[111]. Sin repetir los trabajos referidos en el capítulo primero, centrados en la política urbana de la Unión Europea o la OCDE, son escasos los análisis que, en el ámbito europeo, se centran en el fenómeno urbano y la sostenibilidad desde un punto de vista economicista. Entre los más destacados se encuentran[112]:

a) Aquellos referidos a cuestiones genéricas a la ciudad sostenible (p.e.: Haughton y Hunter, 1994; Mega, 1996; Pugh, 1996; Haughton, 1997; Satterthwaite,1997; Alberti *et al.*, 1994; Selman, 1996; Roseland, 1997; 1998; Camagni *et al.*, 1998; EFILWC,1997a; 1997b; Banister, 1999 o Borja y Castells, 1997);

b) Otros centrados en cuestiones relativas a la Economía Regional, tales como la planificación y el diseño y crecimiento urbano (p.e.: Lynch, 1981; Breheny, 1992; Camagni, 1996; Portnov y Pearlmutter, 1999; Capello y Camagni, 2000);

c) Finalmente, un grupo de análisis centrados en las cuestiones energéticas y del transporte o la movilidad en ciudades europeas (p.e.: Nijkamp y Perrels, 1994; Nijkamp y Pepping, 1998; Nijkamp y Vleugel, 1995; Anderson *et al.*, 1996; ALFOZ, 1995; Banister *et al.*, 1997; Capello et al., 1999; Tweed y Jones, 2000).

Para Alberti (1996:383), el concepto de sostenibilidad urbana es difícil de generalizar dado que ninguna ciudad es exactamente igual a otra, implicando que "las necesidades de los habitantes sean satisfechas sin imponer demandas no sostenibles para los recursos locales o globales", así como "el tener la habilidad para aprender y modificar su propio comportamiento en respuesta a cambios ambientales" *(op. cit. pág. 289).*

Haughton y Hunter (1994:27) definen la ciudad sostenible como "aquella en la cual la gente y los negocios continuamente procuran mejorar su medio natural, urbanizado y cultural a niveles de vecindario y regional, trabajando así en dos caminos para conseguir el objetivo del desarrollo sostenible global".

En definitiva, la consideración de la perspectiva urbana a la hora de interpretar el concepto de sostenibilidad enriquece con nuevos significados los enfoques débil y fuerte arriba reseñados, añadiendo entre otras, las consideraciones de la escala local frente a la global propia de los modelos anteriores.

110. Sin duda gracias a la "importación" de los recursos necesarios desde ámbitos cada vez más lejanos.

111. En este sentido, en Gibbs et al. (1998) se realiza una revisión de las políticas locales desde la óptica de las dos interpretaciones realizadas: la débil y la fuerte.

112. Una interesante revisión de la literatura en materia de sostenibilidad urbana se encuentra en Banister et al. (1999).

2.1.3.1. Sostenibilidad débil urbana

Nijkamp y Opschoor (1995:106) definen el desarrollo sostenible urbano de manera muy próxima al criterio de sostenibilidad débil: "el desarrollo que asegura que la población local pueda conseguir y mantener un nivel de bienestar aceptable y no decreciente, sin poner en peligro las oportunidades de los habitantes de áreas adyacentes".

Otras definiciones reparan en la importancia de los "servicios" disponibles en la ciudad. Como apunta Banister (1999: 560) "el principal objetivo es la mejora de la calidad de vida mediante la provisión de viviendas asequibles, oportunidades de empleo, un amplio abanico de instalaciones y servicios, así como un medio ambiente de alta calidad en los alrededores".

Estas definiciones están en consonancia con la apuntada por ICLEI (1994): "aquel desarrollo que ofrece los servicios ambientales[113], sociales y económicos básicos a todos los miembros de una comunidad sin poner en peligro la viabilidad de los sistemas naturales, construidos y sociales de los que depende la oferta de esos servicios". Este enunciado se refiere a la sostenibilidad débil en términos de mantenimiento de los niveles de bienestar derivados del stock de capital total. Así, los niveles de calidad de vida se asientan sobre una base sólida de equipamientos y dotaciones de bienes y servicios[114], característica del medio urbano. Se dejan a un lado otras manifestaciones subjetivas y ambientales que de forma importante inciden en la calidad de vida urbana y por tanto en la calidad de su desarrollo.

Por otra parte, el enunciado de ICLEI plantea la condicionante de que el crecimiento urbano no ha de comprometer los sistemas físicos de los que depende. Esta posibilidad resulta no obstante inviable en las ciudades de tamaño medio. Se refiere a los ecosistemas locales, sobre los que la existencia de una ciudad puede resultar determinante para el equilibrio y sostenibilidad de estos ecosistemas (agotando por ejemplo los recursos del entorno más cercano: agua, energía, suelo fértil). De esta manera, se establecen como sostenibles desarrollos locales que mantienen su entorno protegido a costa de importar los recursos naturales de áreas lejanas.

2.1.3.2. Perspectivas local y global. Sostenibilidad relativa y objetiva

La cuestión mas importante y no recogida en las definiciones habituales como la de ICLEI, es la referida a la perspectiva espacial: la consideración de la incidencia del efecto urbano agregado sobre el ecosistema global: la *sostenibilidad global.* Todas las ciudades, a través de la expansión de sus necesidades de suelo, recursos y bienes y servicios, tienen una responsabilidad compartida en los problemas globales (calentamiento global, agujero de ozono, agotamiento recursos naturales, pérdida biodiversidad, etc.). Como resultado del proceso de globalización, las grandes ciudades consideran al conjunto del planeta como su *hinterland* o área de influencia. En estos términos, la restricción de la definición de ICLEI es muy laxa para un asentamiento urbano, pues difícilmente puede por si mismo responsabilizarse del agotamiento de los recursos minerales o de la totalidad de las emisiones de CO_2.

Por otra parte, la *sostenibilidad local* supone en un primer momento que un determinado territorio o área es o puede ser sostenible, aún cuando lo sea a expensas de la integridad global. Un entorno urbano puede sostener sus niveles de consumo y bienestar a costa de crecientes recursos de otros territorios y emisiones de contaminación hacia los mismos, por lo que en términos de la sostenibilidad global no cumple los criterios necesarios, dado que nuevos factores de escala e integración pueden aparecer al exportarse la insostenibilidad (Alberti, 1996; Dahl, 1997a; Rees y Wackernagel, 1996). En este sentido, los desequilibrios ecológicos producidos (por ejemplo: residuos, contaminación, etc.) son internalizados o desplazados por la dinámica del ecosistema global, por lo que no se plantean crisis de modos de vida o de escasez de recursos en estas ciudades, que en principio pueden considerar que realizan pautas de desarrollo sostenibles (cumplen los requisitos de la sostenibilidad local).

La sostenibilidad global se refiere al análisis agregado a escala planetaria, analizando si es viable la generalización o convergencia de los casos de sostenibilidad local, si no se trata de un *oxímoron* como parece (Rees, 1997; Rees y Wackernagel, 1996). No se puede considerar que la agregación de situaciones sostenibles locales desemboque necesariamente en la sostenibilidad global.

---

113. Bolund y Hunhammar (1999) determinan los principales servicios ambientales en las ciudades: filtrado del aire, regulación del microclima, reducción del ruido, drenaje del agua de lluvia, tratamiento de aguas residuales, y valores recreativos y culturales.

114. Otra cuestión importante es la identificación de los servicios y bienes básicos para la calidad de vida, así como la distribución de los mismos en la comunidad. Un breve recorrido sobre este tema se realiza en Rueda (1996b).

Sin ánimo de complicar en matices las aportaciones de la consideración urbana del término, en otro orden de cosas se acepta el hecho de que sea posible alcanzar situaciones de sostenibilidad en aspectos concretos del sistema urbano: transporte, energía, etc. Se trataría de situaciones específicas y aisladas catalogables como de *sostenibilidad parcial*[115]. Como señala Satterthwaite (1997), también es posible partir de ciudades no sostenibles que contribuyan al desarrollo sostenible global. Es decir, que el desarrollo urbano produjera un impacto mínimo sobre el medio, perfectamente asumible por la capacidad de regeneración de los ecosistemas naturales. En definitiva, la sostenibilidad parcial y local han de converger hacia la sostenibilidad global, aunque no pueden considerarse como causas suficientes para esta última.

Por otra parte, se puede establecer otra aproximación operativa a la sostenibilidad que servirá de base al presente trabajo. A partir de criterios de planificación estratégica, es posible definir una serie de ámbitos de análisis (transporte, residuos, agua, etc.) en los que definir unos parámetros básicos y mensurables (variables flujo y stock) referidos a condiciones específicas de la sostenibilidad (Nilsson y Bergström, 1995). El uso de sistemas de indicadores es un instrumento idóneo en este sentido.

Bajo estos condicionantes, la denominada *sostenibilidad relativa* se configura como el principal instrumento utilizado por las ciudades para implementar el instrumento para la planificación urbana hacia la sostenibilidad: las Agendas Locales 21. El procedimiento habitual es realizar una ordenación en el que se jerarquizan las distintas ciudades en base a su situación concreta en cada ámbito de análisis o en la síntesis de los mismos. De esta manera se establece, a la luz de las experiencias analizadas, cuáles son las mejores estrategias de gestión de los recursos naturales y se estudian los factores que más influyen en las mismas a lo largo del tiempo. No obstante, este enfoque necesita de importantes esfuerzos en la implementación y análisis de sistemas de información estadística, como los realizados por organismos internacionales como Naciones Unidas en sus programas de difusión de Buenas y Mejores Prácticas de Sostenibilidad Local, o la Unión Europea y el ICLEI en la Red de Ciudades Sostenibles Europeas.

De forma complementaria, el concepto operativo de *sostenibilidad absoluta* parte también del uso de indicadores como aproximación válida para el análisis y medida del desarrollo en base al estudio de sus componentes. Sin embargo, se apunta hacia el establecimiento de valores de referencia objetivos, en términos de umbrales y valores críticos establecidos por la comunidad científica internacional. Este concepto está muy relacionado con la perspectiva global de la sostenibilidad, siendo el más utilizado por los modelos descritos en el enfoque de la sostenibilidad fuerte. Desde enfoques transdisciplinares numerosos equipos de investigación tratan de desarrollar modelos teóricos *ex ante* en los que formular las condiciones de eficiencia económica y ambiental junto a la de equidad intergeneracional, plasmándose en unos parámetros básicos[116] para las variables poblacionales, tecnológicas, económicas, territoriales y ecológicas. Ejercicios teóricos como éstos pueden permitir la formulación de una referencia en términos absolutos, respecto a la cual comparar la situación relativa de cada ciudad.

2.1.3.3. Sostenibilidad fuerte urbana

Precisamente bajo el enfoque de la sostenibilidad fuerte, las principales aplicaciones al medio urbano se han centrado en el desarrollo de conceptos heredados de la ecología, como ecosistema, entropía, capacidad de carga y huella ecológica. El principal interés desde la perspectiva de la sostenibilidad fuerte es la consideración de los efectos que sobre el ecosistema global tiene la actividad urbana.

Autores como Camagni *et al.* (1998:108), desde una perspectiva coevolucionaria dinámica (Figura 2.1), aportan un modelo de análisis para el cual la sostenibilidad urbana significa un "balance entre los tres medios que constituyen la estructura profunda de la sociedad". Este hecho se ha de plasmar mediante la "transformación e integración de los principios reguladores de los tres medios". Como define Lynch (1981), la buena ciudad es aquella en la que se mantiene la continuidad de la dimensión ecológica, permitiendo por otra parte el cambio progresivo (el desarrollo)[117].

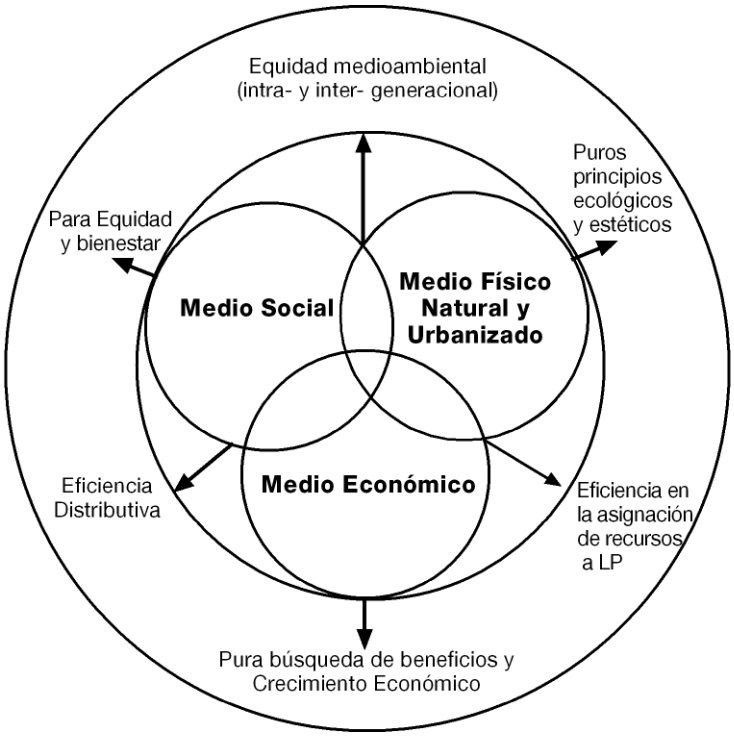
115. Una ciudad puede tener un magnífico sistema de captación de aguas de lluvia, etc. que permita la sostenibilidad de los acuíferos y los recursos hídricos del territorio, mientras que, en otros aspectos como el transporte o el energético, su situación sea catalogable como de insostenible.

116. Normalmente en términos de variables flujo, delimitando umbrales de presión admisible sobre el medio.

117. Citado en Camagni et al. (1998).

En el capítulo primero se ha comentado que los sistemas urbanos no son autocontenidos, actuando como parásitos que aprovechan los recursos de los ecosistemas naturales. Las ciudades importan sostenibilidad de la periferia (Fernández, 1993), apoyándose para su desarrollo en la apropiación y simplificación de los recursos de territorios cada vez más amplios y alejados y la utilización de otros como sumidero (Naredo, 1994).

Figura 2.1. Principios y políticas de sostenibilidad



FUENTE: Camagni *et al.*, 1998.

Los procesos de desigualdad social y descompensado balance de gestión de los recursos naturales hacen de la ciudad auténticos generadores de insostenibilidad (Haughton y Hunter, 1994). Ya Shunt (1993) al analizar conjuntamente la ecología y el urbanismo, advierte de la inviabilidad de una globalópolis o ciudad mundial como resultado del creciente proceso urbanizador, al menos tal y como se consideran hoy las ciudades. Al extrapolar las prácticas urbanísticas vigentes, Lynch (1965) avanza los efectos catastróficos de la desmesura del crecimiento urbano, tanto en la vertiente humana (inhabitabilidad, alienación), como en la territorial y ambiental (uso monótono del espacio y de los recursos). En palabras de Naredo (1991) "la ciudad ya no es un proyecto sobre el que cabe incidir, sino una realidad que escapa a su control".

Siguiendo a Girardet (1996), pocas ciudades, independientemente de su tamaño, pueden considerarse

como sostenibles. El reto no radica tanto en crear ciudades sostenibles como en conseguir ciudades en un mundo sostenible (Satterthwaite, 1997). La eficiencia ecológica interna de las ciudades deja mucho que desear. Los recursos urbanos son a veces infrautilizados o no utilizados. El interior de la ciudad se puede cultivar, reciclar los residuos, ahorrar energía, aumentar la vida útil de las infraestructuras o las viviendas, etc. Las ganancias en la productividad del capital "natural" urbano, mediante reducciones en el consumo, mejoras tecnológicas o de gestión y reciclado o reutilización de residuos, etc. redundan en menores necesidades de recursos del exterior, menor generación de contaminación y recursos. Asimismo, la optimización del uso de estos recursos es una importante fuente de empleo.

2.1.3.4. Entropía y sostenibilidad urbana

En términos de la sostenibilidad urbana, la aplicación del concepto de entropía parece acabar con las posibilidades de alcanzar una senda de desarrollo sostenible urbano en el pleno sentido del término. Llegará un momento en el que no se pueda sostener el "orden urbano" dado que los niveles de entropía en la biosfera son máximos.

Los ecosistemas naturales necesitan la energía solar para su desarrollo. La ciudades tienen necesidades crecientes de recursos y energía, más que proporcionales al crecimiento urbano[118], que superan con creces a los aprovechamientos de energía solar actuales. Caben dos posibilidades para cambiar esta tendencia natural hacia la no sostenibilidad. En primer lugar, optar por una solución basada en la *baja entropía*. Si el proceso de crecimiento y desarrollo urbano fuera posible sin aumentar la entropía de los sistemas naturales, básicamente utilizando la energía solar como input energético básico[119], el proceso no sería irreversible y por tanto sostenible, al mantenerse el capital natural constante. Para ello, el reflejo de la amplia gama de actividades humanas (residenciales, sociales, productivas, etc.) sobre el entorno ha de tender a cero, adoptándose formas de desarrollo de baja entropía[120].

En este sentido, se ha de naturalizar el ecosistema urbano hasta configurar una realidad todavía no conocida: pasar de ciudades entrópicas[121], basadas en combustibles fósiles, a las ciudades solares. Este nuevo modelo urbano no es más que un paso más hacia el refinamiento de las tecnologías tradicionales de aprovechamiento de la radiación solar y sus derivados (eólica, etc.), recursos más abundantes que los minerales y de baja entropía, para cerrar así los ciclos de materiales, de manera que el sistema urbano sea autocontenido, devolviendo al medio natural los recursos captados para la actividad humana, a través de residuos y materiales que se transformen de nuevo en recursos, o bien a través de flujos de energía revertidos al medio. Para ello se han de desarrollar conjuntamente mecanismos de internalización del deterioro ambiental.

En segundo lugar, se puede optar por el *control ecológico.* Los frenos ecológicos al crecimiento de las poblaciones están basados en las relaciones de interdependencia entre las especies de las cadenas tróficas y con el medio que las rodea. En términos urbanos, el control ecológico se traduce en el desarrollo de instrumentos preventivos que aseguren un tamaño y densidad urbana que generen unos flujos de materia y energía y residuos acordes a la capacidad de carga y posibilidades de regeneración de los ecosistemas naturales que abastecen al asentamiento.

2.1.3.5. Capacidad de carga y huella ecológica urbana

Como apunta Girardet (1996), la ciudad puede ser también considerada como un inmenso organismo, con un metabolismo complejo que procesa alimentos, combustible y todos los materiales que necesita la civilización. Un instrumento analítico que nos permite entender en mejor medida las relaciones en términos de capacidad de carga y necesidades urbanas es el concepto de *huella ecológica.* Al comparar la presión sobre el medio ejercida fundamentalmente para satisfacer consumos en definitiva urbanos, con la capacidad ecológica disponible se constatan los riesgos de la sostenibilidad global a costa de una mayor desigualdad en el desarrollo.

---

118. Se trata de la aplicación del llamado Principio de la Reina Roja, enunciado por Van Valen en 1973 (referenciado en Rueda, 1996c). Este principio toma su nombre de un personaje de "Alicia en el País de las Maravillas" que declara que se ha de correr todo lo posible (generándose cada vez más entropía) para seguir en el mismo lugar (mantener el metabolismo urbano actual).

119. A la manera de los ecosistemas naturales autocontrolados, con la energía solar se ha de compensar la disipación espontánea de energía del sistema urbano, de manera que no sea necesario detraer energía (transformada en los recursos) de los sistemas naturales y aumentando la entropía en los mismos.

120. Véase Georgescu-Roegen (1971).

121. Aplicando las leyes de la termodinámica, Georgescu-Roegen apunta que los procesos económicos ni crean ni consumen energía o materia, sino tan sólo transforman baja en alta entropía, desbancando con ello toda posibilidad de reversibilidad.

El modelo desarrollista seguido por las ciudades actúa como si los niveles de capital natural (recursos, calidad de los ecosistemas, etc.) fueran ilimitados, es decir, considerando que la capacidad de carga del planeta es infinitamente flexible. Como señala Rees (1996a), "la población humana y el consumo se están incrementando mientras que el total de la superficie productiva y el stock de capital natural están fijos o en declive". La sostenibilidad presupone la existencia futura de los recursos naturales y ambientales necesarios para el desarrollo de las generaciones venideras. En este sentido, el urbano, donde el análisis del concepto de capacidad de carga y de huella ecológica adquiere pleno significado (Rees y Wackernagel, 1996).

Ante las necesidades crecientes de recursos ambientales, las ciudades se desvinculan de sus límites físicos y aumentan su *hinterland* cada vez más lejano y discontinuo, a través del comercio, el transporte y los ciclos de materia y energía (Rees y Wackernagel, 1996). Los flujos de capital natural apropiados por la población constituyen su capacidad de carga apropiada.

La huella ecológica de las ciudades, también llamada capacidad de carga apropiada, tal y como fue definida por Rees (1992), se refiere al área requerida para abastecer de productos alimenticios, materiales y energía a la población urbana y para absorber el CO_2 y los residuos generados por la comunidad. En definitiva, los asentamientos urbanos usan capital natural o ambiental de diversas partes del mundo, exportando a lugares lejanos sus residuos y la escasez futura de recursos. La huella ecológica es la estimación de esa demanda de capital natural, agregando las áreas ecológicas dondequiera que estén localizadas.

Muchas ciudades importan recursos y exportan residuos y contaminación a entornos no necesariamente cercanos, en ocasiones carentes de desarrollos normativos e institucionales proteccionistas del medio ambiente. Sin entrar en profundidad en aspectos propios a la actualización de la Economía Institucionalista, autores como Fernández (1993; 1996) achacan a la globalización de las economías urbanas los efectos de degradación social y ambiental importados por entornos urbanos de áreas localizadas en países en vías de desarrollo. Si bien la globalización favorece estas tendencias al generalizarlas, la raíz de estos desequilibrios es más profunda y radica en las tradicionales ineficiencias del mercado como institución para asignar recursos.

Considerando entre sus requisitos el referido a la capacidad de carga, Stren *et al.* (1992) resumen en tres las condiciones para poder considerar a una ciudad sostenible:

a) que la misma adopte la mejor tecnología disponible para minimizar el impacto sobre los recursos naturales.

b) que la capacidad de carga que "importe" de otras regiones sea derivada de que esas regiones tienen un superávit de capacidad de carga.

c) que la ciudad compense a dichas regiones por el valor ecológico productivo sustraído.

Desde un enfoque ecosistémico tal y como el expuesto en el capítulo primero, la alternativa, en términos de sostenibilidad, queda planteada en la transformación del sistema parasítico hacia uno simbiótico (Peacock, 1995; Rees, 1998), donde la asociación entre ciudad y medio es de interdependencia mutua absoluta y cada uno aporta al otro los requisitos fisiológicos de los que aquel es deficiente. Para ello son necesarios dos aspectos:

a) Metabolismo circular. De tal manera que la transformación de los productos y la energía, así como la generación de residuos de desecho resulten beneficiosos para los sistemas rurales y naturales. En una ciudad con metabolismo circular, todos los residuos se podrían reutilizar. En la actualidad es generalizable el hecho contrario, por lo que la capacidad de carga de los ecosistemas resulta muy dañada de forma directa (ante la contaminación de todo tipo) e indirecta (ante los efectos del cambio climático y la reducción de la biodiversidad, por ejemplo, provocados a su vez por la acción humana industrial y urbana en otros ámbitos).

b) Racionalización del consumo y de la generación de residuos no reutilizables. La explotación de los recursos ambientales no ha de suponer la pérdida de los equilibrios ecológicos, así como sobrepasar la capacidad de regeneración que tiene el medio en materia de recursos renovables. Asimismo, los residuos y desechos no asimilables por la naturaleza no han de superar la capacidad de carga, o nivel máximo de contaminantes. Con el actual desarrollo tecnológico, no siempre es posible reutilizar o reciclar los residuos. En este sentido, aparece el siguiente hecho paradójico: para re-utilizar o recuperar los residuos es necesario en muchos casos realizar

consumos energéticos elevados para transformar el residuo de nuevo en recurso. Por una parte el residuo no se vierte al medio, pero por otra, la energía consumida lo deteriora.

La sostenibilidad se traduce en la restauración, mantenimiento, estimulación y cierre de los flujos o cadenas existentes entre el sistema urbano y el ecosistema global. Asimismo, la comprensión del valor del capital natural y el cierre del ciclo de los recursos se consideran como condiciones necesarias para sostener el desarrollo urbano. La capacidad de carga de los ecosistemas urbanos depende del comportamiento de sus habitantes (ritmos de producción, hábitos de consumo), de la interrelación sinérgica entre factores espaciales y de la habilidad de los sistemas de cerrarse a la naturaleza que se encuentra distribuida a modo de mosaico en el área desarrollada (corredores verdes, lagos, etc.).

En términos del balance de materias, el ecosistema global es un sistema autocontenido en el que el metabolismo lineal urbano puede desembocar en una clara insostenibilidad. Las aglomeraciones urbanas e industriales suponen sumideros de recursos, auténticos agujeros negros consumidores de materia y energía del entorno. Como señala el Informe Dobris (EEA, 1995), una ciudad europea con un millón de habitantes consume una media diaria de 11.500 toneladas de combustibles fósiles, 320.000 toneladas de agua y 2.000 toneladas de alimentos. A cambio, se producen 25.000 toneladas de CO_2, 1.600 toneladas de residuos sólidos y 300.000 toneladas de aguas residuales.

En el análisis de Vancouver (Rees, 1996; Wackernagel y Rees, 1995), se destaca que "la economía de la ciudad se apropia de una superficie 175 veces mayor que su área geopolítica, para mantener su actual estilo de vida". Asimismo, Rees (1995) estima que los Países Bajos necesitan cerca de 15 veces el territorio nacional para abastecer a su población de 15 millones.

Wackernagel *et al.* (1997) por otra parte aportan los siguientes ejemplos: El canadiense medio requiere 7 hectáreas de tierra biológicamente productiva y 1 hectárea de espacio marítimo productivo para mantener el actual nivel de consumo. Sin embargo, en comparación, el americano medio mantiene una huella ecológica cerca del 30% superior, el italiano medio la mitad, mientras que el suizo y el alemán medio ocupan algo más de 5 hectáreas.

Como señalan Wackernagel y Rees (1995), si la población mundial viviera según el estilo de vida urbano norteamericano, serían necesarios al menos dos planetas adicionales para producir los recursos y absorber los residuos generados ante la nueva carga ecológica. La ciudad de Londres por ejemplo (IIED, 1995), con un 12% de la población británica, necesita un área equivalente a 120 el Londres administrativo, prácticamente la totalidad de la tierra productiva del país; los cerca de dos millones de habitantes que viven en la cuenca del Lower Fraser (Vancouver, Canadá) dependen de un área 19 veces mayor que sus límites urbanos.

En Folke *et al.* (1997) se analizan las necesidades de inputs de las 29 principales ciudades de la región del Mar Báltico. Según los resultados obtenidos, estas ciudades necesitan un área de ecosistemas naturales para soportar su desarrollo de entre 500 y 1.000 veces la actual.

La presión sobre un ecosistema determinado se deriva del solapamiento de las huellas ecológicas de las distintas poblaciones que se sostienen a partir de los recursos y calidad ambiental del mismo. Muchos territorios, donde la riqueza y productividad de su capital natural es elevada (p.e.: Amazonia), sufren una creciente tensión ambiental derivada de importantes demandas de materiales y energía destinadas hacia las grandes ciudades y grandes zonas industriales, lo que redunda en la no sostenibilidad de esos ecosistemas locales. Por otra parte, los grandes asentamientos urbanos se configuran en auténticos "agujeros negros entrópicos que devoran la energía y la materia de toda la ecosfera" (Rees y Wackernagel, 1996: 237). La tendencia de todos los sistemas a disiparse ante la ley de la entropía se compensa en las ciudades mediante la importación de energía y materiales (exergía) de los ecosistemas naturales a los que exporta la entropía resultante (residuos y desorden).

En definitiva, el análisis de la huella ecológica urbana permite también una medida agregada del déficit ambiental de los entornos urbanos, herramienta muy útil para elaborar evaluaciones de impacto ambiental urbano (Ravetz, 2000).

2.2. Cuantificación del desarrollo sostenible

Antes de pasar a los aspectos concretos de la medición del desarrollo desde la "Ciencia de la Sostenibilidad"[122], es necesario hacer una breve

122. Dodds (1997:108) se refiere a la Ciencia de la Sostenibilidad como "el estudio del bienestar humano en un contexto de integración entre los sistemas económico, social y biofísico".

referencia a un tema estrechamente relacionado: el enfoque de la Economía del Bienestar, en concreto las cuestiones referidas a la posibilidad de medir el desarrollo, así como a su comparabilidad en el tiempo y en el espacio.

En el primer apartado se clasifican los distintos enfoques en la medición del bienestar, de los que el presente trabajo adopta una aproximación basada en el "Enfoque de los Indicadores Sociales", muy vinculado con los indicadores de sostenibilidad ampliamente utilizados en la actualidad. Los apartados siguientes persiguen el objetivo de revisar de forma estructurada las principales iniciativas en el marco de la cuantificación del desarrollo sostenible mediante el uso de indicadores.

2.2.1. Enfoques en la medición del desarrollo sostenible

Al igual que ocurre recientemente con el concepto de sostenibilidad, el término *desarrollo* se usa en la literatura económica desde hace bastante tiempo de forma muy genérica, siendo pocas las referencias que definen de forma específica y excluyente el término. La profusión en su uso no ayuda a la delimitación del término, el cual aparece dibujado siempre de forma muy difusa, asociado a términos como calidad de vida, consumo y crecimiento económico.

Pena (1977) diferencia claramente estos conceptos: *crecimiento* es el aumento cuantitativo de diversos tipos de productos y mercancías, mientras que *desarrollo* aporta una perspectiva más cualitativa, al referirse a la elección de organización social y del sistema económico en su conjunto. Según este autor, *bienestar* supone la integración entre las dimensiones económica y social.

En el mismo sentido, Daly (1992:27) establece que "crecer significa aumentar naturalmente de tamaño, al añadirse nuevos materiales por asimilación o crecimiento. Desarrollar es ampliar o realizar las potencialidades de algo; llevar gradualmente a un estado más completo, mayor o mejor. El crecimiento es un incremento cuantitativo en la escala física, en tanto que el desarrollo es una mejora o despliegue cualitativo de las potencialidades".

Para Passet (1996:29), el desarrollo es definido como "crecimiento multidimensional de la complejidad". Para Constanza *et al.* (1999), el bienestar humano puede alcanzarse mediante el aumento del uso de materia/energía en la producción (crecimiento) o a través del incremento de la eficacia en el uso de los recursos (desarrollo). Existen unos límites claros al crecimiento, pero no al desarrollo. El crecimiento se refiere a la expansión cuantitativa en la escala de las dimensiones físicas del sistema económico. Por el contrario, el desarrollo se refiere al cambio cualitativo de un sistema económico, físicamente no creciente, en un equilibrio dinámico con el medio ambiente.

Sin profundizar en las cuestiones teóricas propias de la Teoría del Bienestar[123], hay que destacar la dificultad que supone la medida del bienestar. Para muchos autores (Brekke, 1997) se parte de la premisa de que dicha medida no es posible, tan sólo la aproximación a las características (o componentes) del bienestar, hecho que plantea no menos problemas teóricos derivados del carácter multidimensional del desarrollo (Maasoumi, 1998) y de los indicadores que habitualmente se utilizan, donde los aspectos sociales son minusvalorados desde el análisis económico (Bacquelaine, 1993). Algunos autores apuestan por la delimitación de unos "estándares de vida" que permitan referenciar el nivel de bienestar de forma objetiva (Sen, 1987). Tinbergen (1991), al preguntarse sobre la posibilidad de esta medida, propone cerca de cincuenta componentes.

En términos generales, el desarrollo[124] se entiende como un proceso que va más allá del crecimiento económico *per se*[125]. El Desarrollo tradicionalmente se traduce en la mejora de las condiciones de vida de la población, refiriéndose a condiciones físicas tales como alimentación, vivienda, etc., así como a otras necesidades inmateriales o subjetivas tales como educación, cultura, salud o calidad del entorno que conforman la calidad de vida (Sen, 1987; Nussbaum y Sen, 1993; Friedman,1997; Mukherjee, 1989; Rueda, 1996b).

123. Para un análisis teórico del tema véanse cualquiera de los pioneros trabajos de Samuelson (1956), Arrow (1951), Bergson (1938), Sen (1982a; 1982b; 1991) y más recientemente los manuales de Johansson (1991) o Baumol y Wilson (2001). Para un análisis aplicado que relaciona la medición del bienestar con la aproximación cuantitativa basada en el uso de indicadores véanse Andrews y Withey (1976) para el caso de los Estados Unidos y Zarzosa (1996) para España.

124. Aquí se consideran los términos bienestar y desarrollo como sinónimos, si bien se reconoce que el segundo no profundiza en todos los aspectos psicológicos derivados de "la satisfacción de necesidades" tal y como hace el primero (Sen, 1988). En el orden económico (asignación de recursos escasos), el término desarrollo abarca ampliamente todos los significados del primero.

125. De ahí las limitaciones derivadas del uso del PNB como medida significativa del bienestar de una nación (Pearce *et al*., 1990:1), junto a otras ampliamente estudiadas referidas a los sesgos metodológicos como medida agregada (Parker y Siddiq, 1997).

En este sentido, se ha desarrollado una fecunda línea de trabajo en base al análisis de una representación más o menos consensuada del desarrollo como es la "calidad de vida" a partir de componentes como la salud, la riqueza material o la calidad ambiental.

Pearce *et al.* (1990:2) consideran el desarrollo como un "vector de objetivos sociales a maximizar", entre cuyos elementos se encuentran los siguientes componentes: aumento de la renta real *per capita*, mejoras en la salud y el estado nutricional, logros educativos, acceso a los recursos, distribución más equitativa de la renta y mejoras de las libertades básicas. Los mismos autores proponen el uso de un indicador sintético para representar el nivel de desarrollo de un territorio, en correlación con estos elementos.

Como señala Bartelmus (1994a:1) "se necesitan definiciones cuantitativas de estos conceptos para medir el progreso hacia las metas del desarrollo". Sin embargo, resulta sumamente difícil medir un concepto tan complejo donde imperan las connotaciones subjetivas y cualitativas.

En base a la clasificación seguida por Pena (1977) y Zarzosa (1996) se pueden distinguir tres enfoques para la medición del bienestar social: el de las Funciones de Utilidad, el Contable y el referido a los Indicadores Sociales. A continuación se aplica dicha clasificación para exponer sucintamente las distintas aproximaciones a la medida del desarrollo sostenible.

2.2.1.1. Enfoque de las Funciones de Utilidad

Este primer enfoque se basa en la determinación de la función de utilidad colectiva (función de bienestar social) mediante las funciones de utilidad individuales.

Según el conocido *teorema de la imposibilidad* (Arrow, 1951), se comprueba que una función de bienestar social con unas características básicas que aseguren a la vez la eficiencia y la equidad de la misma no se puede derivar directamente de las funciones de bienestar individual. Por tanto, no existe una única función de bienestar social, sino que dependerá de los juicios de valor y premisas éticas implícitas en los mecanismos para pasar del bienestar individual al social.

La principal solución es suponer la existencia de un planificador central, una especie de "dictador benévolo" que defina las preferencias de la sociedad y asigne los recursos a lo largo de las generaciones en base a esta función de utilidad social. Esta idea está en línea con la dominante dentro de la Teoría del Bienestar, desarrollada a partir de los trabajos de Bergson (1938) y Samuelson (1947).

Por otra parte, al referirse a la comparabilidad, dos son los problemas de la utilización de medidas del bienestar social basadas en la comparación de la utilidad:

a) Problemas derivados de la comparación de la medida de bienestar entre países o sujetos. La comparación en el mismo momento temporal supone aplicar la asunción de que estos individuos o países son homogéneos (en términos de diferencias culturales, sociales, etc.): que tienen la misma función de utilidad y preferencias. En cierta manera, la comparación sólo es posible recurriendo a juicios de valor subjetivos y asumiendo que la base cultural es irrelevante para las preferencias (Brekke, 1997:93).

b) Problemas derivados de la comparación de la medida de bienestar en el tiempo. Resulta difícil determinar la utilidad total derivada de los consumos presente y futuros, pues las preferencias están en función al momento temporal seleccionado y, por tanto, son desconocidas.

Estos problemas son soslayados desde la visión paretiana del bienestar, la cual asume que es imposible determinar una función de bienestar social, dado que no se pueden realizar comparaciones entre funciones distintas de utilidad individuales (sólo es posible pues una medida ordinal del bienestar). De esta forma, únicamente se acepta una situación de distribución del bienestar distinta a la actual si la misma no supone que empeore la situación de algún miembro de la sociedad.

Por otra parte, se han de mencionar las teorías no basadas en el concepto de utilidad[126] y la maximización de valor presente neto que hacen los modelos neoclásicos. Aplicando la Teoría de la Justicia de Rawls (1971) a una perspectiva intertemporal, se consigue una justificación para la equidad o justicia intergeneracional, donde el objetivo es maximizar el bienestar de la generación en peores

126. En Hausman y McPherson (1996) se encuentra una revisión desde el campo de la filosofía aplicada a la teoría económica.

condiciones. Dado que los individuos desconocen la generación que les toca vivir (en términos de momentos temporales con abundancia de recursos o viceversa), situación similar a la toma de decisiones bajo un "velo de ignorancia", la adopción del criterio *maximin*[127] llevará a una situación en la que se evitará precisamente el agotamiento de los recursos para las generaciones futuras, pues cada generación ignorará el período en que discurrirá. En otras palabras se trata de "un estándar de bienestar definido como el nivel de consumo de la generación en peores condiciones".

Cada generación se provee de recursos, dejando al resto en condiciones no inferiores a la peor (Solow, 1986:143). Con esta regla de comportamiento intertemporal implícito se asegura que las generaciones futuras tengan al menos las mismas posibilidades de acceso a los recursos naturales (catalogados como bienes primarios) que las generaciones precedentes (Pearce *et al.*, 1990).

Rawls (1971:92) habla de "bienes primarios" refiriéndose a ellos como "algo que supuestamente necesita un hombre racional, con independencia de sus otros deseos". Entre estos se encuentran "derechos y libertades, poderes y oportunidades, ingresos y riqueza, autoestima, salud, inteligencia e imaginación"[128]. Este otro concepto, reformulado por Sen (1985) que los llama "funciones" o "capacidades", se encuentra muy cercano al usado en la Economía Ecológica al referirse a las "funciones ecológicas o ambientales", definidas como aquellas funciones necesarias para el sostenimiento del ecosistema global y por tanto de los ecosistemas urbanos.

Según la ortodoxia en esta perspectiva, las principales medidas que se emplean para el grado de bienestar o desarrollo provienen del análisis de la desigualdad de la renta (renta), normalmente en base a una medida normativa a partir de una función de bienestar dada como referencia[129].

127. Se maximiza el nivel de bienestar mínimo a lo largo de las sendas de evolución posibles, para lo cual se ha de localizar la generación más pobre dentro de cada senda, para encontrar la senda que maximice el bienestar de esa generación.

128. Citado en Brekke, 1997:129.

129. Como referencia a análisis del Bienestar dentro de este enfoque hay que destacar el número 50 del *Journal of Econometrics.*

130. Se trata de un agregado macroeconómico que ha sufrido pocos cambios desde sus primeros enunciados hace casi setenta años (comparar Lindahl, 1933 con United Nations, 1993).

2.2.1.2. Enfoque Contable

Este enfoque parte de la premisa de la estrecha relación existente entre crecimiento económico, desarrollo y bienestar. Como efecto derivado de la dificultad del estudio cuantitativo de la realidad social, el concepto de bienestar se asimila básicamente a una de sus dimensiones, la económica, refiriéndose por tanto al bienestar económico. Una medida del mismo a nivel nacional es el Producto Nacional Bruto (PNB), utilizado como indicador por excelencia del desarrollo o del bienestar nacional, englobada en el sistema de cuentas nacionales (SCN/SNA).

Descontada del PNB la amortización del capital, se llega al Producto Nacional Neto (PNN)[130] como medida agregada del bienestar. Se pueden resumir en tres las finalidades que persigue dicho agregado: Como indicador agregado de la actividad económica; como indicador del nivel de consumo que la economía puede sostener; y como indicador de bienestar.

El PNN cumple su primera función, meramente cuantitativa, con gran fiabilidad si no se consideran por otra parte las lagunas derivadas de los problemas en la obtención de información de la economía sumergida o informal.

En relación al segundo objetivo, es precisamente la orientación original de los trabajos de Hicks (1940), Lindahl (1934), ampliados a la dimensión ambiental por Solow (1974) y Hartwick (1977) entre otros.

En referencia a la tercera y más ambiciosa de sus finalidades, ha de partirse del hecho de que, si bien existe una clara correlación entre actividad económica, consumo y bienestar, no son condición necesaria de la existencia de bienestar y su distribución equitativa. Las mayores críticas se centran en el excesivo peso atribuido al consumo (Schumaker, 1973) y la ampliación de la llamada "brecha del bienestar" (Turner y Tschirhart, 1999) o diferencia entre PNB y bienestar de la sociedad.

Cada vez son más fuertes las críticas sobre la representatividad del PNN para valorar los niveles de desarrollo, satisfacción y bienestar de una economía, así como compararlos en el tiempo y el espacio (Dasgupta y Mäler, 1998; Daly y Cobb, 1989). Muchas de estas críticas se basan en que el PNN tal y como es actualmente cuantificado no refleja las consecuencias que sobre el bienestar tiene la degradación ambiental.

Dentro de este enfoque se engloban una línea de trabajos que trata de crear un amplio sistema de cuentas sociales (Fox, 1985) que abarque la realidad económica y social. La elaboración de cuentas satélites que reflejen las actividades sociales, así como la ampliación a la

esfera ambiental configurando el llamado SEEA[131] (UN, 1993; Bartelmus, 1995; 1998; Holub *et al.*, 1999), son los principales caminos seguidos para la integración de tales conceptos, necesaria para aproximarse en mayor medida a la medida del desarrollo y el bienestar[132].

Dado que el uso del PNB y de la contabilidad social parten de la asunción implícita de una función de bienestar objetivo, de nuevo se repiten los comentarios anteriores referidos a la comparabilidad de este tipo de medidas de bienestar[133]. Por otra parte, al usar el PNB (o el PNN), el bienestar se resume en un concepto meramente cuantitativo (consumo y producción), sin considerar las referencias culturales, psicológicas, etc., por lo que no puede usarse como índice de bienestar social[134]. Este hecho ha sido ampliamente criticado por los defensores de formas de desarrollo no basadas en la mera acumulación (Schumaker, 1973; Max-Neef, 1995).

2.2.1.3. Enfoque de los Indicadores Sociales[135]

En la actualidad resulta cada vez más amplia la divergencia entre el crecimiento económico por un lado y nivel de desarrollo (considerando el capital ambiental) o calidad de vida de la sociedad por otro. Este hecho fundamenta la necesidad de establecer medidas complementarias a las tradicionales (monetarias como el PNB) de las variaciones en la calidad de vida y bienestar, prioridad en la que se basa el resurgimiento reciente del enfoque de los indicadores sociales.

El movimiento moderno de los indicadores sociales se puede decir que se inicia a finales de los sesenta[136], con un gran desarrollo en los setenta, configurándose como rechazo al dogma imperante hasta entonces de medición del bienestar social en base a indicadores estrictamente económicos o monetarios que dejan de lado muchas consideraciones importantes (externalidades) para evaluar el verdadero coste/bienestar social[137]. La toma en consideración de más y mejor información sobre aspectos cualitativos y sociales para la toma de decisiones se configura como el motivo principal de este enfoque[138], el cual reconoce que la relación entre crecimiento económico y bienestar no recoge aspectos fundamentales para la segunda tales como la calidad de vida, la educación, etc. que no aparecen recogidos en las medidas tradicionales como el PNB (Ram, 1982).

Dada la heterogeneidad del objetivo último (la medida del desarrollo), mediante los indicadores es posible cuantificar los componentes de dicho concepto de forma más eficiente que un modelo contable, más genérico, o la definición de funciones de utilidad individuales no homogéneas con la utilidad social. Al tratar de medir de forma global el bienestar, aparecen un gran número de posibilidades, pudiendo elegirse entre medidas materiales (pobreza, renta, vivienda, nutrición, calidad del medio, etc.), relaciones sociales (calidad de las relaciones familiares, solidaridad, alienación, delincuencia, derechos, etc.), o cualquiera de las dimensiones cultural, estética, espiritual o moral de la vida. Esta diversidad ha dado lugar a la consideración de medidas subjetivas (basadas en las percepciones subjetivas que tiene el individuo de su bienestar) y medidas objetivas (factores observables desde el exterior, como la esperanza de vida, tasa de delincuencia, nutrición, etc.).

---

131. Sistema de cuentas ambientales y económicas integradas. Otro referente importante es el sistema internacional NAMEA (National Accounting Matrix including Environmental Accounts) que relaciona la información económica de las Tablas Input-Output con aquella otra información sobre consumo energético, emisiones y polución. El NAMEA se ha desarrollado primeramente en Holanda (Haan y Keuning, 1996), así como en Dinamarca (Jensen y Pedersen, 1998), Italia, Suecia (de Boo *et al.*, 1993), Japón, Alemania y Reino Unido (revisados en Haan, 1999).

132. En Eisner (1988) se hace una revisión de las principales metodologías para incorporar cuestiones sociales y ambientales en la contabilidad nacional.

133. Entre otros ejemplos de análisis del bienestar en este enfoque destacan Cobb y Cobb (1994), Aronsson *et al*. (1997) y Brekke (1997).

134. En este sentido, sobresale el conocido artículo de Cobb *et al.* (1995a), constatando que el crecimiento continuado del PNB norteamericano no refleja las desigualdades crecientes y las reducciones en la calidad de vida de los ciudadanos.

135. El capítulo siguiente profundiza ampliamente en aspectos relativos a los indicadores sociales, destacando la idoneidad de su aplicación a la consideración de aspectos ambientales en la medición del desarrollo y de la calidad de vida.

136. Esta tendencia se traslada rápidamente a todos los ámbitos de las ciencias sociales hasta finales de los setenta, fecha en la que parece perder fuerza, quedando limitada a parcelas específicas de la Sociología o Psicología. Entre las causas explicativas a esta evolución están: la heterogeneidad de los estudios realizados y la carencia de una base teórica integradora sobre los factores del desarrollo que diera coherencia al movimiento (Cobb y Rixford, 1998). Sin pretender ser exhaustivo, sobre indicadores sociales destacan las referencias a Bauer (1966), Biderman (1966), Sheldon y Moore (1968), Cohen (1968), Bell (1969), Andrews y Withey (1976), Carley (1981), Sullivan (1983) y Andrews (1996), entre otros. En España destacan los trabajos realizados por la Fundación FOESSA (1967;1983), Campo Urbano (1972), Carmona Guillén (1977), Pena (1977, 1994), García-Durán y Puig (1980), Sanz y Terán (1988), INE (1981, 1991, 1997), Setién (1993) y Fundación La Caixa (2001, 2002), entre otros.

137. Entre las mismas, como apuntan Scott *et al.* (1996), están desde la minusvaloración de la participación del trabajo doméstico en el PNB hasta la no consideración del factor ambiental.

138. "El fruto de los indicadores sociales es más una contribución directa al conocimiento de los agentes decisores que a sus decisiones. Éstas emergen de un mosaico de inputs, incluyendo componentes subjetivos, políticos y técnicos" (Sheldon y Parke, 1975: 698).

La mayoría de análisis se decantan por la evaluación directa de los componentes materiales, dada su mayor neutralidad como componentes "universales" del bienestar, independientemente del contexto cultural o social concreto (UNRISD, 1972). Tradicionalmente, los indicadores sociales parten de la base de objetivos sociales generales que se dividen en subáreas u objetivos específicos. Estas áreas son representadas por indicadores físicos (OECD, 1973). En esta línea, muchos trabajos englobados en la corriente de los indicadores sociales han tratado de obtener un índice sintético que aproxime, mediante los condicionantes objetivos, el nivel general de desarrollo, calidad de vida o bienestar (Pena, 1977; IISP, 1995).

No obstante, también se desarrollan aportaciones relativas a la medida subjetiva del bienestar, entre las que destaca la publicación de la Fundación Russell Sage (Campbell y Converse, 1972) en la que se realiza una valoración subjetiva de la calidad de vida[139].

Es durante los años ochenta cuando el interés por los indicadores sociales se centra en la definición de "estándares mínimos" y "necesidades básicas", así como la constatación del grado de cumplimiento de las mismas por los países subdesarrollados o en vías de desarrollo (Streeten, 1984). Desde esta perspectiva, la orientación que aporta Sen (Sen *et al.*, 1987; Sen, 1985; 1987; 1993) en la medida del bienestar y la calidad de vida no se centra en la renta *per capita* u otros productos realizados ("funciones" en la terminología de Sen), sino en la evaluación social mediante el "enfoque de las capacidades[140]", es decir, las capacidades de las personas de elegir libremente una calidad de vida u otra, en términos de determinados hechos que sean valorables (entre ellos, el crecimiento económico). Sin embargo, este último enfoque plantea serios problemas metodológicos todavía no resueltos satisfactoriamente (véanse Griffin y Knight, 1989 y Sudgen, 1993).

El uso de los indicadores sociales perceptivos o subjetivos posibilita la evaluación del bienestar como un "favorable estado de la mente" tal y como definiera el modelo utilitarista de Bentham. La calidad de vida es un concepto básicamente marcado por factores psicológicos tales como la sensación de placer y la satisfacción de necesidades (Michalos, 1980). No obstante, existe poca correlación entre los niveles de bienestar medidos mediante indicadores objetivos o utilizando los subjetivos.

Muy influenciado por la línea de trabajos con medidas del desarrollo mediante indicadores sociales objetivos que tratan de medir las "capacidades" (World Bank, 1996b; 2000), se encuentra el Índice de Desarrollo Humano (IDH), elaborado por el Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas (UNDP, 1992). Este índice es una medida del desarrollo más amplia que la del propio crecimiento económico obtenida mediante el PNN y por tanto complementaria al mismo. Se trata de una combinación de indicadores de renta (PIB *per capita*), salud (esperanza de vida al nacer) y educación (combinación de la tasa de alfabetización adulta y la tasa total de matriculación), que permite detectar desigualdades en el nivel medio de desarrollo entre diferentes países[141], fundamentalmente en vías de desarrollo, dado el propio diseño del índice.

Por otra parte, Naciones Unidas[142] también elabora otras medidas complementarias del desarrollo tales como:

a) El Índice de Calidad Física de Vida, construido por los indicadores de esperanza de vida, suministro calórico, grado de escolarización y alfabetización adulta.

b) El Índice de Pobreza Humana, representa la expansión de "capacidades" en el sentido descrito por Sen (1987). Está compuesto por la privación de la longevidad (% personas que no sobrevivirán a los 60 años); del conocimiento (% adultos funcionalmente analfabetos); de la calidad de vida (% personas que viven por debajo del límite de pobreza); y la exclusión social (tasa de desempleo de larga duración).

c) El Índice de Desigualdad de Género, que incorpora la desigualdad entre sexos al IDH, calculando indicadores diferenciados por sexos y realizando un ajuste en base al grado de disparidad entre hombres y mujeres.

---

139. Numerosas aportaciones en materia de indicadores sociales subjetivos pueden encontrarse en la revista *Social Indicators Research.*

140. Lo que Cobb (2000) denomina el modelo de "having, doing, and being".

141. Sin embargo, son importantes las criticas sobre la metodología del IDH (Srinivasan, 1993; Stern, 1994; Sagar y Najam, 1998; Ivanova *et al.*, 1999; y Noorbakhsh, 1998 entre otros), fundamentalmente la no consideración de la distribución interna del desarrollo dentro del país. Una aplicación de las propuestas metodológicas sobre la base del IDH que tratan de corregir los valores obtenidos con la distribución de la renta puede encontrarse en Lasso de la Vega y Urrutia (2000). En Neumayer (2001) se hace otro tipo de correcciones en base a la consideración de los "ahorros genuinos" para adecuar el IDH a una medida de la sostenibilidad.

142. Naciones Unidas reconoce que las actuales medidas macroeconómicas, como el PNB, no aportan suficiente información acerca de la sostenibilidad (párrafo 40.4 de la Agenda 21, UNCED, 1992), hecho que justifica el desarrollo de nuevos instrumentos.

d) El Índice de Potenciación de Género, centrado en el análisis de la desigualdad sexual en determinadas parcelas (administración, ejecutivos, profesionales, parlamentarios, etc.).

Se puede decir que esta línea ha definido la actuación de Naciones Unidas y el Banco Mundial en materia de Informes del Desarrollo Humano (UNDP, 2000; World Bank, 2000b). Continuando desde la perspectiva de los organismos internacionales que elaboran sistemas de indicadores sociales, se ha de destacar el Programa de Indicadores Sociales de la OCDE iniciado en los setenta (OCDE, 1973) y que culmina con la publicación de 1982, la cual trata de servir como conjunto de indicadores centrales[143] para medir las tendencias en materia de bienestar individual y comparar entre países (OCDE, 1986).

Englobados entre los indicadores sociales, los indicadores de calidad de vida (QoL Indicators) han experimentado un considerable auge, sobre todo para el análisis comparativo entre ciudades o regiones[144] (Johnston, 1988). Como señala Mukherjee (1989), estas medidas se refieren conjuntamente a aspectos objetivos, perceptivos y subjetivos, lo que plantea numerosas limitaciones ampliamente estudiadas (Türksever y Atalik, 2001). No obstante, el peso de los factores objetivos sigue siendo decisivo para este tipo de análisis (Drewnowski, 1970; 1974).

En referencia a la evolución reciente, una serie de matices diferencian el actual uso de los indicadores de desarrollo sostenible del enfoque originario de los indicadores sociales. En resumen, estas diferencias surgen a raíz de la necesidad de nuevos instrumentos en la toma de decisiones para fundamentar el tránsito desde el "paradigma desarrollista" al "paradigma ambiental" o sostenible[145].

En este sentido, no solamente se toman en consideración los aspectos sociales y distributivos -tal y como se derivó en un primer momento del enfoque de los indicadores sociales-, sino también se manejan más explícitamente otros conceptos como la equidad intergeneracional, la capacidad de carga del ecosistema, la generación de efectos externos negativos (calentamiento global, agujero de ozono) o el crecimiento incontrolado de la llamada huella ecológica del asentamiento. En definitiva, se integran más dimensiones para valorar el desarrollo, lo cual acarrea nuevos problemas estadísticos a la hora de elaborar medidas del desarrollo sostenible (Custance y Hillier, 1998; Levett, 1998).

El reciente Índice de Sostenibilidad Medioambiental (ISM), desarrollado para el World Economic Forum (WEF, 2000; 2001), constata esta evolución conceptual. Entre los componentes del mismo se encuentran indicadores referidos no sólo a los sistemas, las presiones y riesgos medioambientales, sino también medidas de la capacidad social e institucional y la cooperación internacional en problemas globales.

Dada la dificultad en la evaluación de los activos ambientales y los efectos de la degradación ambientales sobre el bienestar es necesario recurrir a una evaluación social, de ahí el resurgimiento de los indicadores sociales. "La no existencia de una unidad de medida única no implica incomparabilidad. Ello supone que diferentes opciones sean débilmente comparables, es decir, sin recurrir a un único tipo de valor" (Martínez-Alier *et al.*, 1998:280).

De hecho, autores como Kaufmann y Cleveland (1995:109) abogan por la "combinación de las fuerzas de los indicadores sociales, los cuales miden los factores técnicos y económicos que determinan el uso de los sistemas naturales soporte de la vida y los indicadores derivados de las ciencias naturales, que modelizan los efectos ecológicos a largo plazo del uso de los sistemas soporte de vida".

Sin embargo, la evaluación social resulta muy dificultosa dada la ausencia de un "numerario" común (como el dinero). En la práctica, esta evaluación se realiza fijando objetivos, umbrales o estándares para determinados objetivos del desarrollo o simplemente elaborando un sistema

143. La lista de indicadores sociales de la OCDE (1982) la componen un total de 34 indicadores en los ámbitos de salud, educación, empleo y calidad del trabajador, ocio, distribución de la renta y la salud, ambiente social y seguridad.

144. Entre los estudios destacables referidos a la medida de la calidad de vida destacan Slottje *et al.* (1991) y Hirschberg (2001). En Glatzer y Mohr (1987) y Cobb (2000) aparece una revisión de las metodologías más importantes. Respecto al análisis a escala urbana, una revisión importante es la de Frick (1986), sobresaliendo los trabajos de Campbell *et al.* (1976), Liu (1976), Morris *et al.* (1988), Sufian (1993) y Türksever y Atalik (2001) *inter alia.* Para España, destacan los estudios de CEOTMA (1982), Setién (1993), García y Puig (1980), así como Alguacil (2000) o Capital (2001) para el nivel urbano.

145. En Hodge (1997) se hace una revisión de las principales metodologías en materia de indicadores de sostenibilidad desde la perspectiva de los indicadores sociales.

amplio de indicadores físicos para mostrar las "tendencias medioambientales" .

Como señala Brekke (1997:157) "hay al menos tres formas de contabilizar la degradación ambiental"[146]:

a) extendiendo las medidas conocidas de ingreso (PNB sobre todo) para reflejar las restricciones sobre la degradación.

b) desarrollando medidas de bienestar que incluyan los efectos que sobre el bienestar tiene la degradación ambiental.

c) considerando al medio ambiente como un bien primario y registrar las variaciones que sufre en términos físicos.

Estas tres vías resumen las principales aportaciones realizadas en el campo de la Economía de la Sostenibilidad. Existe un encendido debate acerca de si es posible encontrar una definición operativa del desarrollo sostenible. Unos autores parten de la posibilidad, mientras que otros plantean la postura contraria ante las dificultades de medición del concepto (Noorgard, 1994). En función al enfoque de partida (modelos de sostenibilidad fuerte o débil) se han desarrollado medidas que en muchos casos pueden ser complementarias.

A continuación se enumeran las principales aportaciones metodológicas en términos de indicadores o medidas de la sostenibilidad, desarrolladas al amparo de las teorías anteriores[147].

2.2.2. Valoración desde la sostenibilidad débil

Siguiendo los criterios implícitos en el enfoque neoclásico de la sostenibilidad débil, se pueden definir una serie de medidas o indicadores de pautas de consumo no decrecientes en el largo plazo. El objetivo a medir se podría denominar Renta Nacional Sostenible (RNS), definida como la cantidad de bienes y servicios C* que pueden ser consumidos (en vez de conservados o reinvertidos) en un período de tiempo dado, mientras el sistema económico es capaz de proporcionar el stock de capital necesario para proveer al menos el mismo nivel de consumo real C* en todos los siguientes períodos (stock de capital constante).

A continuación se exponen los principales indicadores de sostenibilidad débil recopilados.

2.2.2.1. Indicadores de sostenibilidad débil

2.2.2.1.1. Renta Nacional Hicksiana

"Renta Nacional Hicksiana" es la renta que una economía puede consumir durante un período específico de tiempo tal que asegure que el bienestar al final del período no sea menor que el bienestar al principio (Hicks, 1946). En este sentido, se habla de una medida de la sostenibilidad hicksiana.

Si el valor del stock del capital total es K, medido en unidades monetarias, $K = \pi \cdot X$, donde $X= (M, L, R)$ es el vector de stock en unidades físicas, y $\pi = (p_1, p_2, p_3)$ es el vector de precios relativos.

La Renta Nacional Hicksiana viene asociada a la regla $dK/dt=0$. La variación total en el valor del stock de capital puede escribirse como: $dK/dt=d(\pi \cdot X)/dt$, que por tanto puede ser debida a cambios en el valor corriente de los ahorros: $\pi \cdot dX/dt$, o bien en las ganancias en términos de capital: $X \cdot d\pi/dt$.

La Renta Hicksiana puede considerarse un indicador de sostenibilidad, calculando la diferencia entre el consumo actual y el consumo hicksiano que implicaría que $dK/dt=0$, lo cual se puede considerar como el objetivo de sostenibilidad, es decir, el valor del stock de capital de la economía se mantiene intacto de una generación a otra, proveyendo a la sociedad de la Renta Hicksiana para el consumo.

Asimismo, sobre esta base, autores como Solow (1993) y Weitzman (1995) proponen ajustes sobre la contabilidad nacional para con ella medir si un país está en una senda sostenible. En otras palabras, el Producto Nacional Neto ambientalmente corregido dará información acerca de si el consumo de un año es mayor al considerado como sostenible en sentido de Hicks.

---

146. Se puede afirmar que informes como los generados por el WorldWach (Brown *et al.*, 2000), el World Resources Institute (WRI, 2000) o la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2000) se posicionan en esta línea, como herencia directa del enfoque de los indicadores sociales (Cobb y Rixford, 1998).

147. Se puede encontrar una revisión de las principales metodologías para elaborar indicadores de sostenibilidad desde las perspectivas débil y fuerte en Rennings y Wiggering (1997), Victor (1991), Pearce y Atkinson (1993, 1995), Pearce *et al.* (1996) y Faucheux y O´Connor (1998), entre otros.

2.2.2.1.2. Regla de Hartwick. Ahorros netos

Hartwick (1977) demuestra que para sostener la utilidad constante a lo largo del tiempo (en un modelo simple de economía cerrada con tecnología Cobb-Douglas, con población constante), es necesario reinvertir exactamente la renta de escasez de Hotelling derivada del uso de los recursos no renovables[148]. La llamada Regla de Hartwick[149] supone por tanto que para la existencia de un consumo sostenible es condición necesaria y suficiente mantener el valor del capital total. Para ello considera que la inversión neta en capital ($\pi \cdot dX/dt$) = 0, es decir, que el valor en términos corrientes del ahorro (la inversión neta en capital), sea igual a cero.

Según esta Regla, en una economía con población constante se tiene que: dL/dt=0, por tanto:

$$p_1 \cdot \frac{dM}{dt} + p_2 \cdot \frac{dR}{dt} \geq 0$$

Donde el primer término se refiere al valor, en precios corrientes, de la variación en el stock de capital artificial o manufacturado, mientras que el segundo término se refiere al valor corriente de la variación en el stock de capital natural.

La aplicación de la Regla de Hartwick como indicador de sostenibilidad no implica necesariamente que no se produzcan variaciones negativas en el valor del stock de capital total, dado que no incluye las variaciones en términos de ganancias de capital $X \cdot d\pi/dt$. Es necesario que la economía esté ya en una pauta de equilibrio para poderla considerar condición suficiente para sostener el consumo de ese período (Asheim, 1994).

No obstante, valores positivos del ahorro neto de Hartwick, son señales de una economía que ahorra capital total (económico y natural), generando potencial de consumo para las generaciones futuras. Más que una condición necesaria para la sostenibilidad, es un indicador de la misma, es por ello que Solow (1986) la interprete como "mantener el capital intacto", proponiéndola como indicador "Hartwick-Solow de Sostenibilidad Débil" o "Regla de Ahorro", seguido por otros como Mäler (1991), Pearce y Warford (1993), Pearce y Atkinson (1995)[150].

2.2.2.1.3. Indicador de Sostenibilidad Débil. Regla del Ahorro Genuino

Una de las aplicaciones de la regla de Hartwick en línea con el criterio de no negatividad del stock de capital es la que desarrollan Pearce y Atkinson (1993; 1995), para valorar el capital natural y el artificial. La sostenibilidad se manifiesta en forma del siguiente indicador económico:

$$\frac{dK}{dt} = K = \frac{d(K_M + K_N + K_H)}{K} \geq 0$$

Donde el capital total *(K)* es igual a la suma del capital artificial o manufacturado *(K_M)*, el capital natural *(K_N)* y el capital humano *(K_H)*. Dado que la tasa de variación del capital puede expresarse como la resta entre el ahorro bruto *S(t)* y la depreciación del capital $\delta \cdot K(t)$, la condición para la sostenibilidad es:

$$S(t) - \delta \cdot K(t) \geq 0$$

Si se descompone el capital en sus tres componentes se tiene que:

$$s(t) - \delta_M \cdot K_M(t) - \delta_H \cdot K_H(t) - \delta_N \cdot K_N(t) \geq 0$$

Si se considera que el capital humano (conocimiento) no se deprecia, dividiendo entre la renta (Y) en un momento dado se obtiene que:

$$\frac{S}{Y} - \frac{\delta_M K_M}{Y} - \frac{\delta_N K_N}{Y} \geq 0$$

Se trata de una regla o condición básica para determinar si una economía está en una senda de desarrollo sostenible en un momento dado del tiempo, basándose para ello en el stock de capital total no decreciente. Una economía es sostenible si su tasa de ahorro es mayor que la tasa de depreciación del capital natural y el artificial[151], lo que se viene llamando "genuine savings", por lo que ésta se considera en la literatura como "Regla del ahorro genuino" (Hamilton, 1994; Pearce *et al.*, 1996). Los "genuine savings", una variante de la contabilidad nacional corregida (Pearce y Atckinson, 1993), consisten en la inversión en bienes y servicios y capital humano, menos el valor del agotamiento de

148. En el apartado empírico, esta regla encuentra numerosas trabas, siendo más una característica de la senda de crecimiento óptimo. Las críticas se centran en que en lugar de reinversión de la renta de los recursos en su regeneración, protección o sustitución, en realidad se produce el consumo de tales rentas.

149. Generalizada por Dixit *et al.* (1980) que demuestran que el consumo es constante si la inversión neta es constante en todos los períodos, lo que en ciertas condiciones necesita que la inversión neta constante sea cero.

150. La regla de Hartwick se ha reflejado en la política económica de algunos países como el Reino Unido, Holanda o Noruega en relación a la gestión de recursos como el gas y el petróleo.

151. Esta desigualdad, al estar basada en supuestos neoclásicos, asume la posibilidad de sustituibilidad plena o parcial entre los componentes del capital.

los recursos naturales y el valor de la acumulación de la contaminación y residuos.

Hamilton (2000) y Pearce (2000) entre otros, proponen el uso de este ahorro como indicador de sostenibilidad, dado que ahorros negativos implican que la utilidad futura será menor que la actual. De esta manera se han calculado los ahorros genuinos para diversas naciones, destacando los trabajos en este sentido del Banco Mundial (World Bank, 1995; 1996a; 1997; 1999). Por otra parte, este organismo, junto a Naciones Unidas y la OCDE, desarrolla medidas similares como la medida de la "salud nacional" (Kunte *et al.*, 1998) o del capital social (Narayan, 1999), entendido este último como el papel que juega la coordinación e integración social e institucional, así como el gobierno.

2.2.2.1.4. Regla de Oro Ambiental (green golden rule)

Beltratti *et al.* (1995) y Heal (1996) reformulan el concepto de Renta Hicksiana definiendo la llamada "Regla de Oro Verde" o ambiental (Green Golden Rule[152]) del crecimiento económico, que les permite la consecución del nivel de consumo más elevado que puede mantenerse indefinidamente, pero a partir de unas restricciones ambientales.

Esta Regla supone que a lo largo de una senda óptima, el producto marginal del capital ha de igualar la tasa de descuento, dada la tasa social de preferencia por el consumo presente[153], así como dadas las limitaciones ambientales.

La principal novedad de la aplicación de esta Regla clásica al terreno de la sostenibilidad es la consideración de una función de bienestar social que no se concentra en los intereses de la sociedad actual (dictadura de la generación presente), como hacen las teorías que descuentan la utilidad futura en la mayoría de los modelos neoclásicos, ni exclusivamente en el muy largo plazo, sino que adopta una posición intermedia.

Heal (1996) muestra que con esta regla se obtienen niveles de recursos naturales más elevados que los obtenidos aplicando el método del descuento de la utilidad futura. Sin embargo, este modelo muestra una elevada complejidad matemática con rígidos supuestos iniciales que hacen poco viable su implementación empírica (Hanley, 2000).

2.2.2.1.5. Producto Nacional Neto corregido o verde (PNNc)

En una economía que maximiza el valor presente del consumo, el *PNNc* es igual al valor del consumo más la variación neta en el valor del stock de capital.

$$PNNc = p_1 C + (\pi \cdot dX/dt)$$

Donde C es la cantidad física de consumo, p1 el precio de capital artificial (que puede ser consumido o ahorrado) y $(\pi \cdot dX/dt)$ es el ahorro neto de Hartwick medido en precios corrientes (Solow, 1986).

El *PNNc* supone no sólo descontar la amortización del capital físico y humano respecto del *PNB*, sino también la depreciación sufrida por los activos ambientales, así como las pérdidas de recursos naturales y los efectos sociales derivados del aumento de la contaminación ambiental. Es por ello que a nivel teórico se propugne su bondad como indicador monetario de la *RNS*. De esta manera, la *RNS* es, en la práctica, estimada restándole al *PIB* (estimación del p_1C) las estimaciones de $(\pi \cdot dX/dt)$ que representan la depreciación, durante el período corriente, de los stock de capital total. Sin embargo, este hecho supone importantes problemas pues, en estos modelos de economía cerrada, sólo sería posible en el caso en que la misma estuviera en una senda de consumo constante $(dC/dt = 0)$, donde la Regla de Hartwick es necesariamente $(\pi \cdot dX/dt) = 0$, y que además no se produjeran variaciones en los precios del capital $(X \cdot d\pi/dt) = 0$. Así, según la ecuación anterior, $PNNc = p1C$, es decir, el *PNNc* podría interpretarse como la estimación en términos monetarios del nivel de consumo que puede sostenerse en el largo plazo, manteniendo constante el valor del stock total de capital (incluyendo la depreciación del capital natural). Es un indicador de renta sostenible en sentido Hicksiano.

Con idea de reflejar en mayor medida lo que ellos llaman "bienestar económico" o "consumo genuino" destaca el trabajo de Nordhaus y Tobin (1972). Estos autores proponen corregir el *PNB* eliminando los llamados "gastos defensivos" o "gastos instrumentales" (aspecto sobre el que profundizan más adelante Daly y Cobb, 1990). El gasto en defensa es un ejemplo que ellos usan, considerando que dicho gasto no tienen efecto directo sobre el bienestar económico de las familias más que como un input, pues no generan utilidad por ellas mismas. El gasto en restaurar la calidad ambiental se clasifica dentro de esta categoría, lo que ha abierto una vía de análisis muy prolífica.

152. Similar a la Regla de Oro desarrollada por Phelps (1961) y Meade (1962),se conoce como la Regla Keynes-Ramsey.

153. Como hipótesis del modelo se encuentran la no existencia de externalidades y la población constante.

Otra manera de corregir el *PNN*[154] es a través de los ajustes en base al enfoque de Solow-Hartwick. Según este enfoque arriba comentado, una pauta sostenible se caracteriza por la no reducción de la capacidad productiva (incluyendo todas las formas de capital). Esta condición es posible mediante la reinversión de las rentas de Hotelling (precio menos coste marginal) derivadas de la extracción óptima de un recurso no renovable, en nuevo capital natural o artificial. Hartwick (1990) para ello realiza distintos ajustes sobre el *PNN* para recoger la depreciación, la pérdida de bienestar o los "gastos defensivos" en reducción de contaminación para cada tipo de capital natural (recursos no renovables, recursos renovables y contaminación). Determinando las rentas de Hotelling para cada período, asumiendo que cada input/output está valorado a su correcto precio sombra, las mismas son reducidas del *PNN* convencional.

Resulta muy popular estimar el *PNNc* empíricamente a través de sus componentes, sobre la base de precios y cantidades del período corriente[155]. El Serafy (1991) propone un método de contabilidad nacional en el que los ingresos provenientes de una fuente no renovable se dividan en una componente de ingreso y otra de capital, siendo ésta última invertida en activos renovables que compensen la pérdida futura (en términos de ingresos) de los no renovables[156]. Con este método directamente se obtiene una aproximación de la *RNS*, pues calcula el *PNNc* desde un principio recogiendo la amortización real de los distintos elementos del capital natural utilizado por la economía. Como señalan Daly y Cobb (1989:72), si se persigue corregir el *PNN* para que se asemeje a la Renta Hicksiana, ya definida como consumo sostenible, es necesario minorar el *PNN* con la depreciación del capital natural y los gastos necesarios para reducir los efectos secundarios de la producción (p.e.: gasto en reducción de emisiones de CO_2).

Si bien todavía no se han producido avances decisivos en este sentido[157], han sido numerosas las estimaciones del *PNNc* realizadas, como primeras aproximaciones en la inclusión de la variable ambiental en la contabilización final del bienestar y el desarrollo mediante agregados macroeconómicos[158]. En términos de lo expuesto anteriormente, se trata de calcular el "ahorro" producido en cada generación, de manera que pueda determinarse la variación del stock de capital total, es decir, si son compensadas las pérdidas ambientales mediante mejoras tecnológicas, productivas o bien a través de la sustitución directa entre tipos de capital. El problema deriva de la imposibilidad de utilizar los precios correctos u óptimos sociales (precios sombra) en todos los valores utilizados[159], por lo que el *PNNc* no es más que una aproximación o un indicador proxy de la sostenibilidad, sin considerar las limitaciones generales del *PNN* mencionadas al inicio del capítulo.

2.2.2.2. Crítica a los indicadores de sostenibilidad débil

Las principales críticas a este tipo de medidas de la sostenibilidad se centran en el excesivo peso del análisis monetario y el uso de los instrumentos tradicionales en Economía[160]. Son muchos los autores que rechazan el uso de indicadores de sostenibilidad débil[161] concediéndoles, no obstante, cierta utilidad como orientación a la toma de decisiones.

El criterio de la Renta Hicksiana es sólo condición necesaria para la sostenibilidad, dado que mantener el stock de capital total constante no es suficiente para calificar la economía de sostenible. Sólo sería posible si la economía se encuentra actualmente en una senda

154. Resulta difícil sistematizar los intentos de modificar el PNB (o PNN) para su adecuación a la problemática del valor ambiental (véase England, 1998 o Neumayer, 2000b, para una revisión). Como señala Passet (1996), se distinguen tres grandes grupos: el ajuste clásico o ampliación, para que el PIB recoja los gastos en materia de protección ambiental (PIB ajustado, tal y como se plantea en el SEEA de Naciones Unidas); la consideración además de los costes derivados del daño ambiental ya producido (PIB sostenible); la toma en cuenta del consumo del stock de capital total (PIB sostenible neto).

155. Destacan Bartelmus *et al.* (1991), El Sefary (1991), Peskin (1991), Pearce y Warford (1993), Hamilton (1994) o Choi (1994) *inter alia*.

156. De esta forma se asegura el flujo de rentas de esa inversión que compense el ingreso que se deja de obtener cuando el recurso se haya extinguido.

157. Por ejemplo, señalar que la Unión Europea desarrolla un sistema contable nacional corregido desde el punto de vista medio ambiental (véase COM 94 670 final de 21/12/94). Asimismo, destaca el esfuerzo realizado por el Reino Unido para la elaboración de cuentas satélite ambientales, definiendo en primer lugar la estrategia hacia la sostenibildad (HMSO, 1994), la base para la definición de indicadores de desarrollo sostenible (HMSO, 1996a, 1996b, 1999).

158. Una revisión detallada de los motivos y métodos utilizados en la corrección del PNN y la valoración ambiental que hace la contabilidad nacional puede consultarse en Bartelmus (1998), Hanley (2000) o Simon y Proops (2000), entre otros.

159. Lo cual arroja el llamado "dilema de la agregación del valor" como denuncia Norgaard (1989), dado que muchos impactos ambientales no tienen reflejo monetario y su valoración depende de técnicas como la valoración contingente donde las preferencias no son definidas desde una lógica sostenible.

160. Rees y Wackernagel (1999) hacen un resumen de los principales problemas derivados de trabajar con valoraciones monetarias y la necesidad de usar medidas físicas.

161. Véanse Hueting (1991), Common y Perrings (1992) y Faucheux *et al.* (1997), entre otros.

sostenible y por tanto un nivel de consumo que asegure su mantenimiento a lo largo del tiempo, junto a la condición de que no se produzcan ganancias de capital derivadas de aumentos de precios relativos. Se trata de un indicador demasiado "débil" que sólo funciona en los desarrollo teóricos (véase Faucheux *et al.* 1997).

De similar manera, el Criterio o Regla de Hartwick sólo es condición necesaria[162]. Diversos trabajos han mostrado que un signo positivo en los ahorros netos $(\pi \cdot dX/dt)$ no es un indicador fiable de que una economía que maximiza la utilidad presente tenga un consumo actual p_1C dentro de los niveles de la *RNS* y por tanto que no esté violando los requerimientos para el consumo sostenible. Se considera que seguir la regla de Hartwick mantendrá el valor del capital total constante siempre que se usen precios sombra apropiados para la valoración de los activos del capital natural (Toman *et al.*, 1995). En el vector de precios usado para calcular las rentas de escasez se han de usar precios que incluyan la restricción de la sostenibilidad, derivados de un modelo intertemporal. Por otra parte, el resultado de aplicar la Regla de Hartwick depende de la forma de la función de producción agregada.

Como destaca Hanley (2000), esta regla puede ser coherente con la consecución de un óptimo Rawlsiano (regla *maximín*) siempre y cuando exista suficiente sustituibilidad entre los recursos, así como el uso de los precios correctos intertemporales. Sin embargo, la idea popular es que si la Regla de Hartwick es respetada, la economía está "operando en los límites de la sostenibilidad", en el sentido de consumos (p_1C) menores que la *RNS* (la cual es aproximada también erróneamente por el *PNNc*).

En otros términos, se puede asegurar que permanecer en una senda maximizadora de la utilidad presente no asegura que se preserve el capital natural siempre. La tasa de descuento resulta crucial en los modelos de crecimiento con recursos agotables, ya que determina la tasa de crecimiento de la economía (Dasgupta y Heal, 1974). Es posible tener altas tasas de descuento que lleven a un rápido agotamiento de los recursos naturales (Pezzey, 1989) y, por el contrario, casos en los que bajas tasas afecten a la composición de los bienes y al grado de preocupación por el futuro, acelerando el agotamiento de ciertos bienes y recursos naturales (Farzin, 1984).

Además de las posibles críticas recogidas sobre la Regla de Hartwick, derivadas fundamentalmente de la consideración en valores monetarios del ahorro de capital para las generaciones futuras, se han de señalar otras dos, centradas en el objetivo de mantenimiento del stock de capital a lo largo del tiempo y derivadas de la inclusión del comercio internacional y del cambio tecnológico (Pearce y Atkinson, 1995):

a) La extensión del modelo a una economía abierta donde existe comercio de recursos no renovables implica "comercio de sostenibilidad", pudiendo perder eficacia la Regla de Hartwick (Asheim, 1986). La economía exportadora puede consumir las rentas de exportación, pues no se consideran rentas de escasez del recurso, manteniendo por tanto su consumo a lo largo del tiempo. Por otro lado, el país importador es ahora responsable de la sostenibilidad, teniendo que "reinvertir" en formas alternativas de capital para poder sostener su propio consumo[163].

b) La consideración del cambio tecnológico, junto al criterio de equidad intergeneracional "Rawlsiano" e "Hicksiano" de mantener el nivel de bienestar constante, implican la reducción del stock de capital natural para las generaciones futuras y por tanto ahorros netos negativos. En efecto, la tecnología hace más eficiente el capital, necesitándose en menores cantidades si el objetivo es mantener la utilidad constante. Es por ello que Solow (1974) y Hartwick (1977) añaden la restricción apuntada de que el cambio tecnológico sea mayor que el crecimiento poblacional (permitiendo así satisfacer las nuevas necesidades por parte de la demanda), sólo así el bienestar será sostenible.

En referencia a la contabilidad nacional corregida o verde, se puede dedicar un capítulo entero a las consideraciones en términos de su bondad como medida del bienestar y de la sostenibilidad[164]. Con la ampliación ambiental, el objetivo que se persigue es determinar así una medida más certera del desarrollo económico.

---

162. Pezzey (1997) y otros han demostrado que el *PNNc*, cuando $(\pi \cdot dX/dt) = 0$, no es necesariamente la *RNS*; sólo se cumple esa igualdad cuando la economía se encuentra en una senda maximizadora de la utilidad presente donde la Regla de Hartwick se cumpla en todos los momentos temporales.

163. De esta forma, un territorio considerado como una economía cerrada puede ser sostenible porque consuma pocos recursos propios. Si bien, al estudiar la economía abierta y constatar las elevadas necesidades de recursos del exterior, el mismo será insostenible.

164. Revisiones en este sentido pueden encontrarse en Asheim (1994;1997), Aronsson *et al.*(1997) y Brekke (1997), entre otros.

Una de las principales cuestiones se centra en el tema de la valoración a precios actuales de mercado. Las estimaciones del *PNNc* y de los "ahorros netos" Hartwickianos se han de realizar en términos de precios de mercado o precios sombra de cada período considerado[165]. Estimaciones de precios en condiciones no sostenibles llevan a que, a pesar de realizar inversiones por encima de las rentas de los recursos, el elevado ritmo de agotamiento de los recursos conduce a no poder sostener el consumo, por ser "demasiado tarde" para la formación de capital. Es por ello que, usando estos precios sombra, si bien así se corrige el *PNB* para representar más fielmente la realidad, por otra parte surge el problema de obtener medidas monetarias para los cambios en los stock de capital natural, así como modelizar las preferencias futuras.

Una crítica importante es la referida a las graves restricciones que suponen los supuestos neoclásicos bajo los cuales el *PNNc* resulta buena medida de la *RNS*. En definitiva, estos instrumentos se han desarrollado para un modelo de economía cerrada, que maximiza la utilidad (consumo) presente con función de producción Cobb-Douglas de coeficientes constantes a lo largo del tiempo, con sustituibilidad perfecta entre tipos de capital y competencia perfecta (precios y remuneraciones que reflejan el coste de oportunidad de forma eficiente), lo cual difícilmente se puede asumir en la realidad. Es por ello que ahorros en el stock de capital total (si finalmente se pudiera valorar correctamente) o consumos agregados por debajo de las estimaciones de la *RNS* teórica no garantizan *per se* la sostenibilidad del desarrollo. Por otra parte, es un modelo de equilibrio intertemporal, mientras que en los cálculos de los indicadores de sostenibilidad no se puede trabajar con las variaciones en el valor futuro del capital (preferencia por el futuro de las generaciones venideras), definiendo por tanto la sostenibilidad únicamente con las referencias actuales.

Comentario aparte merecen las consideraciones ecosistémicas y en general las características de los recursos naturales, las cuales no siempre permiten tender analogías con los bienes financieros tradicionales, recurso básico del aparato economicista. Precisamente todo lo contrario (Daly, 1991): los bienes ambientales normalmente manifiestan una naturaleza heterogénea que imposibilita el poder usar distintos bienes ambientales para mismos usos (los que se llamarían bienes sustitutivos), característica básica para asignar el precio y la rentabilidad en términos de coste de oportunidad de los activos financieros.

El mecanismo de los precios no es eficiente por tanto en el caso de los recursos ambientales. Como señala Faucheux *et al.* (1998:71): "si no es posible conocer las especificaciones paramétricas correctas de, entre otros, [la tasa de descuento social] la sustituibilidad y las elasticidades de producción que deberían de utilizarse como base para estimar los costes de oportunidad, se tiene incluso menos justificación para presumir que son éstos son 'revelados' en los precios de mercado[166]".

Como denuncia Norgaard (1989), ante el reconocimiento de la dificultad de la valoración correcta del capital natural[167], de forma pragmática se usan los precios de mercado de los bienes económicos y de los recursos naturales como instrumentos para elaborar el *PNNc*. Pero ello deriva en la no inclusión de una serie de activos ambientales (p.e.: biodiversidad) en los esquemas tradicionales de contabilidad, así como los profundos sesgos de los precios antes comentados al no reflejar los costes de oportunidad intertemporal. Autores como Dasgupta y Mäler (1998) abogan por una combinación del *PNN*, restringido a una serie de bienes y servicios, junto a "indicadores cuantitativos" para los restantes, explicitándose los intercambios entre los mismos (¿cuánta biodiversidad se ha de destruir para conseguir cierta cantidad de renta agregada?).

Para Norgaard (1990; 1992), es una falacia lógica pensar que los indicadores económicos como el *PIB* o los índices calculados sobre el mismo, informan de qué recursos son escasos o no. De hecho, la interpretación que se hace de los indicadores reside en dos teorías fundamentales:

a) David Ricardo (1817): Los productores usan en primer lugar los mejores recursos y conforme la demanda

165. Como señala Faucheux *et al*. (1998) se trata de la historia de la gallina y el huevo. Para medir la distancia a la sostenibilidad, se supone ya un indicio de sostenibilidad: que la estructura de precios (y valores) actual corresponden a los de una economía en equilibrio que maximiza el valor de la utilidad tal y como aparece en el modelo neoclásico.

166. Cabeza (1996) añade acerca del debate sobre el uso de los precios como indicadores de escasez que, en modelos de crecimiento con cambio tecnológico endógeno, si los precios de mercado no reflejan convenientemente la escasez relativa de los activos naturales, los mecanismos inductores del progreso tecnológico que compense o aumente la productividad del capital natural escaso o por sustituir, no funcionarán correctamente.

167. A pesar de los intentos por valorar económicamente todas las funciones de los sistemas naturales con conceptos como el Valor Económico Total (Randall, 1991), resulta difícil aproximar la valoración ambiental como la suma de los valores de las distintas funciones de un ecosistema. Este hecho lleva a la insuficiencia de las medidas compensatorias de los análisis coste-beneficio, infravalorando los efectos que sobre el futuro tienen las pérdidas de tales funciones (Pearce y Atkinson, 1995).

crezca y los recursos se agoten, utilizarán recursos de peor calidad que requerirán mayores cantidades de trabajo y capital por unidad de recurso transformado.

b) Harold Hotelling (1931): Los productores equiparan los beneficios conseguidos mediante el mantenimiento de recursos para futuras extracciones, con los beneficios derivados de la extracción del recurso y de la inversión de la ganancia neta ahorrada de la venta en el mercado de capitales.

Pero para que esas dos reglas se apliquen eficientemente es necesario que los productores conozca el stock total de recursos, la demanda futura y los avances tecnológicos.

Otra cuestión crítica se centra en la diferencia entre los ciclos ecológicos y los económicos. Como señala Norgaard (1989), actualmente resulta imposible predecir con suficiente seguridad el impacto de las actividades económicas sobre el medio ambiente y viceversa, por lo que ejercicios como el Sistema de Cuentas Nacionales corregido ambientalmente no son eficaces. Los ciclos financieros son autocontenidos, en el sentido que las tensiones generadas en término de oferta y demanda sobre los activos son internalizadas en el mercado vía precios y cantidades. Sin embargo, como señala Ehrlich (1989), el modelo de sistema autocontenido no impera en los sistemas ecológicos, donde la actividad humana acrecienta los problemas de irreversibilidad derivados del deterioro progresivo del medio ambiente (pérdida de diversidad biológica, cambio climático) generando tensiones que no equilibran el sistema global[168]. La sostenibilidad de los ecosistemas - y en mucha mayor medida la referida a los ecosistemas artificiales creados por el hombre -, se articula sobre el consumo de energía[169], la cual es degradada y transformada en materiales dentro de un ciclo trófico cerrado en los ecosistemas naturales[170].

Los críticos de la contabilidad nacional ajustada apuestan por la extensión del sistema contable de manera que se complemente con cuentas ambientales en unidades físicas (evitando así el problema de la valoración económica). De otro lado, se proponen medidas más ambiciosas del bienestar o del desarrollo (no meramente económico) que incluyen los efectos medioambientales en unidades físicas (Daly y Cobb, 1990; Common y Perrings, 1992).

En referencia al Indicador de Pearce y Atkinson, las críticas más frecuentes también parten de las arriba citadas, básicamente centradas en la dificultad empírica de la medida de la depreciación del capital natural, así como su agregación. Por otro lado, como señala Hanley (2000), este tipo de medidas no hace referencia alguna a la equidad intrageneracional[171], parte fundamental de la definición de sostenibilidad manejada desde el Informe Brundtland. Asimismo, si una economía exporta sus recursos naturales, las rentas de Hotelling derivadas de las exportaciones pueden llevar a incrementos del consumo, debido a los efectos del comercio, además de "exportación de sostenibilidad".

2.2.3. Valoración desde la sostenibilidad fuerte

A la hora de intentar valorar cuáles son los componentes del stock de capital natural aparecen cuestiones de difícil solución. Como varios autores señalan[172], la variedad de beneficios obtenidos de los recursos naturales es muy amplia, incluyendo valores económicos, genéticos, científicos, estéticos, culturales, etc., no medibles en una única escala.

Las posibilidades para cuantificar medidas agregadas del stock de capital natural son (Pearce & Turner, 1990):

a) la cantidad física de stock de recursos naturales.

b) El valor económico total de los stock de recursos naturales, los cuales podrían permitir descensos en los niveles de stock si son acompañados por aumentos del valor unitario (precio) en la sociedad.

c) El valor unitario del recurso/servicio (mediante un precio o un precio sombra).

d) El valor total del flujo de recurso/servicio obtenido del stock a través del tiempo.

A continuación se enumeran las principales propuestas de cuantificación de la sostenibilidad desde la sostenibilidad fuerte.

168. Las rentas obtenidas del consumo o inversión de los recursos naturales no siempre se destinan a la reconstitución ecológica de los niveles iniciales de los mismos. Los problemas de irreversibilidad hacen imposible este hecho en muchos casos (extinción de especies, agotamiento de reservas minerales, etc.).

169. Energía que en los ecosistemas naturales proviene originariamente del sol y es fotosintetizada por los vegetales y transformada en materia orgánica que entra en el circuito del ecosistema. Los sistemas urbanos humanos consumen de forma más intensa la energía, la cual procede en su mayoría de combustibles fósiles o generadores hidroeléctricos.

170. En lo referente a los ecosistemas urbanos e industriales, el ciclo de materiales no es cerrado porque los residuos carentes de valor energético o económico para el sistema son desechos no absorbidos por el sistema, por lo que se almacenan o expulsan a otros ecosistemas.

171. Como destaca este autor, otras medidas alternativas como el ISEW (Cobb y Cobb, 1994) o el IDH (UNDP, 2000) sí recogen referencias a la distribución actual de la renta.

172. O'Connor (1998), O'Neill (1993), Martínez Alier *et al.* (1997).

2.2.3.1. Indicadores de sostenibilidad fuerte

2.2.3.1.1. Indicador de Sostenibilidad Fuerte de Pearce y Atkinson

En línea con el indicador de sostenibilidad débil propuesto (Pearce y Atkinson, 1993; 1995) anteriormente comentado, se deduce la siguiente regla de sostenibilidad fuerte que puede utilizarse como medida o indicador de la sostenibilidad de una economía:

$$\frac{S}{Y} - \frac{\delta_M K_M}{Y} - \frac{\delta_N K_N}{Y} \geq 0$$

Donde $\delta_N \cdot K_N$ representa la depreciación del capital natural e Y es la renta en un momento dado de tiempo. Esta condición se traduce en que el stock de capital natural no ha de disminuir a lo largo del tiempo, no permitiéndose las posibilidades de sustitución entre distintos tipos de capital, hecho que venía recogido en la formulación de estos autores de la condición de sostenibilidad débil. La disminución acelerada del capital natural se traduce en valores de este indicador muy por encima de cero, reflejando las pérdidas para las generaciones futuras.

2.2.3.1.2. Renta Nacional Corregida

Anteriormente se tuvo ocasión de comprobar cómo la lógica neoclásica de los modelos de crecimiento con capital natural lleva a la definición del *PNB* corregido o verde *(PNBc)* como una sustracción o ajuste del *PNB*. Los recursos naturales y calidad ambiental usados en la producción de bienes y servicios han de restarse del PNB representando el agotamiento y degradación de los recursos ambientales. Sin embargo, como se ha comprobado más arriba, el *PNBc* necesita de una serie de estrictos supuestos teóricos y empíricos para ser utilizado como medida de bienestar intertemporal[173] ni como un indicador de sostenibilidad.

La aproximación macroeconómica de Hueting para estimar la renta nacional "corregida medioambientalmente" (Hueting, 1991; Hueting *et al.*, 1992) no sigue el camino descrito. Sustituye la corrección de la minoración de los gastos defensivos por estimaciones del gasto necesario para cumplir determinados estándares físicos relativos a la disponibilidad y calidad de las funciones ambientales.

Se trata por tanto de una definición de *PNBc* dentro del enfoque de la sostenibilidad en sentido fuerte, que no depende de cambios en la valoración monetaria de las variaciones en el capital natural. Los bienes y servicios ambientales son definidos no como un stock sujeto a depreciación monetaria, sino en términos del coste de oportunidad entre sus posibles usos o funciones ambientales.

Para ello se definen reglas o estándares físicos para mantener determinadas funciones ambientales (reglas de sostenibilidad), en base a algunas referencias acerca de sus niveles o estándares de uso sostenible. Seguidamente, se han de especificar medidas para remediar la situación existente y poder satisfacer las reglas de sostenibilidad. Se realizan estimaciones monetarias de los mínimos costes económicos en los que se incurriría para proteger o restaurar cada función ambiental necesaria[174]. El objetivo es obtener estimaciones de los costes para la sociedad (nuevos gastos y producción que se deja de producir) si quisiera cumplir esas normas y por tanto mantener el stock de capital natural. Todos esos costes por cada función son agregados y restados a su vez del *PNN* convencional.

Resulta claro que el estándar de uso sostenible no es único y que requiere el compromiso entre los niveles de consumo material y los niveles de funciones ambientales que se determinen como básicos.

Como apuntan Faucheux *et al.* (1994), este análisis permite la obtención de dos tipos de medidas agregadas que pueden ser utilizados como indicadores de sostenibilidad:

a) Medidas de la distancia a la sostenibilidad. Estimación en términos de consumo corriente, de los términos en los que la actividad económica viola las normas o reglas físicas establecidas para considerar la situación como sostenible. Esta información acerca del estado del sector o economía (en base al nivel de agregación de la contabilidad Input-Output desarrollada) en base a criterios de sostenibilidad.

b) Medidas del coste para conseguir la sostenibilidad. Obteniendo en términos monetarios el coste mínimo que supondrían las políticas y medidas necesarias para la preservación, prevención, protección y restauración de la calidad ambiental y los

173. Pues para ello se necesitaría que un mercado de bienes y servicios ambientales en competencia perfecta y que la economía maximizara el valor presente de la utilidad y un valor siempre constante de *dX/dt.*

174. Para estas estimaciones resultan muy interesantes el desarrollo de modelos de equilibrio multisectorial que consideren los efectos inducidos en los costes ambientales (véanse CHE, 1994 y Faucheux *et al.*, 1998).

niveles necesarios de recursos naturales renovables, con respecto a las normas de sostenibilidad designadas. Serían la cuantificación del coste de oportunidad para la consecución de la sostenibilidad.

2.2.3.1.3. Indice de Bienestar Económico Sostenible. Indicador de Progreso Genuino

Sobre la base de los trabajos de Nordhaus y Tobin[175] (1972) y Zolotas (1981), estos autores desarrollan una medida de la sostenibilidad basada en el *PNN* corregido con las variaciones del capital fijo reproducible, así como con la minoración de los llamados gastos defensivos (considerados bienes intermedios). El llamado Índice de Bienestar Económico Sostenible (IBES), en inglés Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), es una medida que ajusta el producto nacional con los efectos de la contaminación (en el aire, el agua y el ruido), el daño ambiental a largo plazo a partir del agotamiento del capital natural seleccionado y los efectos de la distribución de la renta.

Desde la perspectiva urbana, sobre la que se centra el presente análisis, resulta importante destacar que estos autores consideran negativos los efectos que sobre el bienestar tiene la vida urbana frente a la rural, como ya hicieron Nordhaus y Tobin. De esta forma, salvo los salarios mayores, la actividad económica en las grandes ciudades incurre en una serie de gastos, clasificados de defensivos, derivados de dos causas fundamentales: el desplazamiento por motivo trabajo o estudio (movilidad obligada) y el coste de la vivienda. Sendas variables, junto a la estimación que realizan de otras externalidades negativas de la vida urbana (criminalidad, accidentes de coches, polución y otras), son minoradas a la hora de calcular el Índice de Bienestar.

IBES: C_a*+P+G+W-D-E-N*

Donde C_a es el gasto en consumo ajustado a la distribución de la renta, *P* son los gastos públicos no defensivos, *G* es el crecimiento en capital y el cambio neto en la posición internacional, *W* es la estimación de las contribuciones no monetarias al bienestar, *D* son los gastos privados defensivos, *E* los costes de la degradación medioambiental y *N* la depreciación del capital natural.

En términos de la distribución de la renta, estos autores consideran que un mismo ingreso adicional añade más bienestar a una familia pobre que a una rica.

Por otra parte, este índice es clasificado como de "sostenibilidad fuerte" debido a que considera una definición del capital natural[176] que se ha de mantener de una generación a otra. La aplicación empírica de dicho índice constata la degradación que en el bienestar de las naciones se ha producido desde finales de los setenta (Daly y Cobb, 1989:434), lo cual contrasta con el crecimiento de indicadores económicos como el *PIB*. Sin embargo, esta medida se basa en la idea de relación directa entre consumo y bienestar, lo cual no es siempre cierto como demuestran otros indicadores, sociales y ecológicos, que son perjudicados por el crecimiento del consumo y del *PIB*.

Ante la creciente diferencia entre los valores del *PIB* y los valores del IBES para las naciones sobre los que se ha calculado[177], autores como Max-Neef (1995:117) hablan de la "hipótesis del umbral": "para todas las sociedades parece haber un período en el que el crecimiento económico (tal y como se mide tradicionalmente) acarrea una mejora de la calidad de vida, pero sólo hasta un punto - umbral - pasado el cual, si se produce más crecimiento económico, la calidad de vida puede empezar a deteriorarse".

Por esta razón, los defensores de este tipo de análisis tratan de conseguir medidas más próximas al bienestar humano total, sin presuponer esa relación entre consumo y bienestar. En concreto, Max-Neef delimita cuáles son las necesidades humanas: cuatro necesidades básicas o existenciales (ser, tener, hacer y relacionarse) frente a otras nueve necesidades axiológicas cuya satisfacción produce bienestar (subsistencia, protección, cariño, comprensión, participación, ocio, creación, identidad y libertad). La economía (producción y consumo) es sólo un medio para satisfacer las necesidades humanas.

175. Para demostrar la bondad del PNB como indicador del Bienestar económico idearon ciertos ajustes sobre el PNB, reclasificando el gasto (en consumo, inversión e intermediación), considerando el gasto en ocio, el trabajo en la vivienda y ciertas externalidades negativas de la urbanización. La medida del "Bienestar Económico Neto" (NEW/BEN) es la versión más actualizada de este modelo (Samuelson y Nordhaus, 1992).

176. Véase apéndice sobre la metodología aplicada en Daly y Cobb, 1989:369 y ss.

177. Los cálculos realizados del IBES para distintos países desde los 70 manifiestan que este índice no aumenta o incluso disminuye en algunos casos, mientras que el PNB de esas naciones siempre aumenta. Puede consultarse además de la publicación de Cobb y Cobb (1994), el trabajo de Jackson y Stymme (1996) para Suecia, Moffatt y Wilson (1994) para Escocia, Stockhammer *et al*. (1997) para Austria, Castañeda (1999) para Chile y Hamilton (1999) para Australia, entre otros. En Neumayer (2000a) se puede encontrar una revisión metodológica del IBES y el IPE, así como su cálculo para varias naciones.

El Indicador de Progreso Genuino (IPG), en inglés Genuine Progress Indicator (GPI)(Cobb *et al.*, 1995b), parte del IBES, por lo que la metodología no se modifica en demasía, siendo el consumo la base del índice. El IPG excluye los gastos defensivos públicos y privados en materia de educación y salud, incluyendo por otra parte las deducciones de las estimaciones de los costes por pérdidas de tiempo de ocio, subempleo y pérdida de masa forestal. Este índice se ha calculado desde 1950 hasta el presente, incluyendo las contribuciones económicas de las familias y la comunidad, así como del hábitat natural.

2.2.3.1.4. Indicadores Físicos de Sostenibilidad

Los anteriores modelos de indicadores son catalogados de "sostenibilidad fuerte" dado que consideran en su formulación el concepto de capital natural de forma explícita. Se trata de índices que para su construcción parten del supuesto de que es posible determinar una medida directa del bienestar que considere los costes de restauración de la calidad ambiental.

Esta es la principal motivación para el desarrollo de otra familia de indicadores, los llamados indicadores físicos de sostenibilidad, basados en la idea de crear un soporte estadístico importante y suficiente para evaluar la interacción entre las actividades humanas y el medio ambiente. En este sentido, se han elaborado por parte de numerosos gobiernos y organismos internacionales una serie de medidas centradas más en la realidad física, directa y perceptible[178]. Normalmente son indicadores de flujo y stock que miden las presiones y el estado actual del medio ambiente, dando información acerca de determinada relación causa-efecto física o biológica. Ejemplos son: concentración de ozono en la atmósfera, nivel de ruido urbano, etc.

No obstante, el principal objetivo para establecer una base amplia de información estadística sobre el estado del medio ambiente es la consideración de los efectos ambientales derivados de la toma de decisiones. Es por ello por lo que en determinados casos se incluye información de tipo socioeconómico, pero sin considerar la incidencia en agregados macroeconómicos, la riqueza o el bienestar del territorio en cuestión, tal y como hacen los indicadores arriba comentados.

En algunos casos, estos indicadores configuran sistemas de información más o menos estructurados, llamados en muchas ocasiones "cuentas del patrimonio natural" o "cuentas del medio ambiente", donde se conjugan indicadores físicos con otros de tendencia de los ecosistemas e impacto de las actividades humanas[179].

Asimismo, posibilitan el determinar índices agregados que supongan una medida sintética del desarrollo sostenible. Un buen ejemplo es el Índice de Sostenibilidad Medioambiental, desarrollado por el World Economic Forum (WEF, 2000; 2001). Se trata de un indicador sintético que trata de medir la sostenibilidad medioambiental de 122 países mediante 67 variables ambientales y socioeconómicas que configuran 22 indicadores centrales. Estos 22 indicadores están agrupados en cinco componentes: sistemas medioambientales, reducción del estrés medioambiental, reducción de la vulnerabilidad humana (satisfacción de necesidades básicas), capacidad social e institucional, cooperación global. Con los mismos se elabora un ranking que permite el análisis comparativo de la toma de decisiones medioambientales en los distintos países[180].

Common y Perrings (1992) destacan que frente a posiciones como la de Solow más próximas a una teoría del valor ambiental, "es necesario desarrollar otras formulaciones de la sostenibilidad en términos físicos, centradas en la estabilidad de los sistemas y en los indicadores físicos" (p. 30). Los indicadores físicos ofrecen soluciones a problemas y lagunas que plantean los indicadores económicos tradicionales propios del análisis de la sostenibilidad en sentido débil.

2.2.3.1.5. Capital Natural Crítico, Estándares Ambientales y Estándares Mínimos de Seguridad

Desde la perspectiva analizada del capital natural constante resulta necesario partir de una base estadística importante de indicadores físicos de sostenibilidad. A partir de la definición de qué elementos componen el capital natural *(K_n)*, es posible definir una regla de sostenibilidad en base al mantenimiento de los elementos críticos de K_n (Turner, 1993). La cuestión clave, tal y como enfatizan Perrings

178. Buenos ejemplos de esta tendencia se encuentran en OCDE (1991; 1994), Hábitat (1997a; 1997b) y Eurostat (1998), los Informes del Worldwach Institute (Brown *et al.*, 2000) o el indicador anual *Vital Signs* (Brown *et al.*, 1997; 1999).

179. A su vez, esta información estadística supone una especie de contabilidad ambiental o ecosistémica, la cual entronca con la contabilidad nacional mediante cuentas satélite como se deduce de iniciativas como el SEEA (UN, 1993; Bartelmus, 1995).

180. Otro ejemplo destacado de índice sintético es el Indice Global Urbano, desarrollado por el Observatorio Global Urbano (UNCHS, 1997b).

y Pearce (1994) es ¿qué niveles han de mantenerse?. Para Hanley (2000) existen tres posibilidades: a) los niveles actuales; b) los niveles críticos; y c) alguna cantidad intermedia.

Si se pretende mantener constante el valor de K_n, ello implica en muchos casos que ciertos recursos no sean explotados nunca más, dado que no es posible la sustitución plena de sus servicios por parte de otros componentes del capital natural o artificial. Asimismo, como señalan Pearce *et al.* (1990), considerar los niveles actuales de capital natural como "suficientes" para asegurar la sostenibilidad futura puede llevar a sesgos importantes dados las graves señales de alerta que ya presentan los sistemas naturales.

En términos del aseguramiento de unos niveles de Capital Natural Crítico (CNC), se concede gran importancia al hecho de imponer límites o umbrales a determinados indicadores, no permitiéndose que crucen dichos valores. Esta forma operativa de sostenibilidad fuerte entronca con la idea de capacidad de carga, al limitar la compensación entre indicadores.

En caso de seguir la regla del CNC, una nueva cuestión surge referida a la determinación del umbral o nivel crítico para cada componente del capital natural. Otras cuestiones se derivan de la medida y agregación de los componentes del K_n: ¿ha de hacerse en términos físicos, energéticos o monetarios?. El indicador de sostenibilidad en este caso consiste en las diferencias de los niveles actuales de cada clase de CNC y los niveles definidos como umbrales.

La regla del Estándar Mínimo de Seguridad (EMS) desarrollada por Ciriacy-Wantrup (1952) y Bishop (1978), parte de la idea de que, en un entorno de incertidumbre, la sociedad ha de evitar la destrucción irreversible del stock de capital natural si los costes sociales derivados son demasiado elevados. La formulación de la Regla ya se expuso anteriormente: prevenir reducciones en el stock de capital natural por debajo del EMS para cada componente de dicho stock a menos que los costes de oportunidad sociales de hacerlo así sean inaceptablemente altos. La decisión de "desarrollar" hoy (no conservar un recurso para mañana) conlleva una serie de costes futuros de la degradación ambiental presente. Si estos costes son desconocidos parece preferible tomar la decisión de "conservar" hoy, minimizando así las mayores pérdidas para la sociedad (Tisdell, 1990). Se trata de una regla "Minimax", en la que se minimizan las máximas pérdidas a obtener por "desarrollar" o consumir determinado recurso o generar un daño en la calidad ambiental de forma irreversible.

El EMS es una valoración indirecta de la sostenibilidad de un recurso en base al riesgo máximo en que se está dispuesto a incurrir, en términos de irreversibilidad en el uso del mismo. Se parte del reconocimiento de que la cuantificación exacta de los beneficios y costes ambientales es muy difícil, así como del alto grado de incertidumbre e irreversibilidad en que se incurre si el consumo de determinados bienes ambientales hace que las disponibilidades del mismo desciendan por debajo de determinado EMS.

Para Pearce *et al.* (1990) esta valoración permite un perfeccionamiento del análisis coste-beneficio (proyectos sombra), pues con los beneficios económicos derivados de cierta inversión que suponga un agotamiento de recursos se han de compensar las pérdidas producidas por el coste social y ambiental de la pérdida de este recurso[181].

¿Cómo identificar los EMS?. De nuevo se trata de una tarea de inventarización y tratamiento estadístico de gran envergadura, similar a los indicadores basados en el capital natural crítico. El uso de los EMS como indicadores de sostenibilidad por tanto requiere gran cantidad de información en términos de contabilidad física para cada clase de recurso. Se han de definir los componentes del capital natural y establecer su mínima población viable (para las especies) o la mínima cantidad disponible (para los recursos). Como señala Kapp (Aguilera, 1995:143), los EMS no pueden ser idénticos para todas las localidades y todos los países, lo que exige una variedad de estándares[182].

Por otra parte, estos estándares evolucionan a lo largo del tiempo, cuestión que complica aún mas su definición, pues se han de considerar las principales interrelaciones entre el objeto de medida y de estandarización y el resto de la realidad social o ambiental. La actividad humana está provocando un calentamiento global que influye en sentido negativo en la determinación de estándares de emisión de contaminantes por los vehículos, por ejemplo. Kapp

181. El beneficio de preservar un recurso o un territorio es más difícil de determinar que el beneficio económico de consumirlo, por lo que es más fácil trabajar por el lado de los costes sociales derivados de su agotamiento.

182. Hanley (2000) apunta además el problema de las interdependencias entre los niveles de EMS, pues las especies naturales están estrechamente relacionadas y la desaparición de alguna de ellas influye notablemente en el resto de la cadena de los ecosistemas. Cambios en los ecosistemas han de implicar cambios en las posiciones relativas de los EMS.

(Aguilera, 1995) propone como punto de partida la determinación de los estándares en base a los llamados "mínimos sociales" tolerables con respecto a los diferentes componentes del medio ambiente humano, de manera que no supongan merma alguna en esos requerimientos mínimos de vida y la supervivencia humana[183].

Para identificar el grado de inaceptabilidad de los costes de oportunidad de la conservación serían necesario establecer formas de expresión social de su preferencia por minimizar el daño futuro. Mediante consenso científico y social unas veces y mediante toma de decisiones cualificadas de las agencias locales en otros.

Dentro de este apartado merece especial consideración la elaboración de los estándares de sostenibilidad derivados de las llamadas "cargas o niveles críticos" aplicados a nivel regional y nacional (Rennings y Wiggering, 1997; Muradian, 2001).

2.2.3.1.6. Capacidad de Carga, Espacio Ecológico, Huella Ecológica y Ecocapacidad

Como señala Chambers (2000), términos como la "eco-capacidad", la "capacidad de carga" o la "huella ecológica" se están convirtiendo en referentes básicos del debate de la sostenibilidad.

La capacidad de carga *(K)*, término muy usado en ecología (Odum, 1983) y también aplicado a la interrelación entre los sistemas naturales y humanos (Daily y Ehrlich, 1992; Meadows *et al.*, 1992; Rees, 1996) se puede definir como la máxima población de una especie concreta que puede ser soportada indefinidamente en un hábitat determinado sin disminuir permanentemente la productividad de éste. Además del número de habitantes, para cuantificar la carga humana es necesario tomar en cuenta el consumo *per capita*. Es por ello que la presión sobre la capacidad de carga de los ecosistemas aumenta más que proporcionalmente a los aumentos de población.

Rees (1992) reformula el concepto de capacidad de carga humana como "las tasas máximas de utilización de recursos y generación de residuos que pueden sostenerse indefinidamente sin deteriorar progresivamente la productividad e integridad funcional de los ecosistemas dondequiera que estén". Como señalan Ehrlich y Holdren (1971), el impacto de una población (I) puede expresarse como el producto de tres características relacionadas entre sí: el tamaño de la población (P), el consumo *per capita* (A) y el daño ambiental derivado de la tecnología utilizada (T).

La capacidad de carga está en función a la riqueza del territorio y el modelo de desarrollo social implementado en el mismo, es por ello que Daily y Ehrlich (1992) diferencian entre capacidad de carga biofísica (o absoluta) y capacidad de carga social, en base ésta última al sistema social y las pautas de consumo derivadas del mismo. Wetzel y Wetzel (1995) apuntan que la forma de la curva del bienestar global está condicionada por la capacidad de carga total, por lo que llegado un nivel máximo, el crecimiento económico traspasa los umbrales ecológicos degradando el medio de forma irreversible, por lo que decrece rápidamente el nivel de bienestar global.

Rees (1996a) resume los principales indicadores que se derivan del concepto de capacidad de carga:

a) Capacidad de carga apropiada. Se trata del flujo de recursos biofísicos y la capacidad de asimilación de residuos apropiados por unidad de tiempo para una economía o población concreta.

b) Huella ecológica (Rees, 1992). El área correspondiente de tierra productiva y ecosistemas acuáticos requeridos para producir los recursos usados y asimilar los residuos producidos por una población concreta. Este concepto relaciona la capacidad de carga de un territorio con el impacto ecológico de la actividad humana que se desarrolla en el mismo.

c) Planetoide personal. Es la huella ecológica *per capita.*

d) Cuota terrestre. La cantidad de tierra ecológicamente productiva *per capita* en la Tierra (1´5 Has. en 1995). La cuota marítima (océanos y costas ecológicamente productivas) es de 0´5 Has.

e) Déficit ecológico. El nivel de consumo de recursos y descarga de residuos por parte de una economía o población definida que sobrepasa su capacidad de producción o asimilación natural local/regional (diferencia entre la huella ecológica total y el área de tierra productiva que ocupa la población, ambos en has. o has./persona).

f) Brecha de sostenibilidad. Una medida del descenso en el consumo (o incremento en la eficiencia económica y material) requerido para reducir el déficit ecológico.

183. La cuestión se traslada en este punto hacia la definición de qué son necesidades sociales y humanas básicas.

El concepto de huella ecológica de una población se ha aplicado a diversas escalas desde la nacional hasta la local[185], para lo cual se han empleado técnicas alternativas, perfeccionando la propuesta inicial de Rees y Wackernagel[186]. En Rees (1996a) se encuentra una formulación genérica:

$$ef = \sum_{i=1}^{n} aa_i \text{ , donde } \quad aa_i = c_i / p_i$$

$$EF_p = N \cdot (ef)$$

aa_i es la tierra apropiada para la producción de cada bien superior consumido *"i"*; o en otras palabras, la tierra productiva disponible *per capita* para la producción de cada uno de los bienes que se consume por parte de esa economía. Por otra parte, c_i es el consumo medio anual de ese bien (en Kg/persona) y p_i es la productividad media anual por hectárea (en Kg/ha.). La huella ecológica *per capita (ef)* se determina agregando todas las áreas de ecosistemas apropiados por bienes individuales de la cesta de consumo anual de bienes y servicios de una economía. La huella ecológica de la población total *(EF_p)* se determina multiplicando la huella *per capita* por el tamaño de la población *(N)*.

Para el cálculo de este índice, se realizan una serie de estimaciones, entre todas ellas destaca la estimación de residuos contaminantes: se aproxima el efecto que sobre la calidad ambiental se deriva del consumo de energías fósiles mediante la consideración del área de espacios forestales necesaria para asimilar o reducir las emisiones de CO_2 asociadas con dicho consumo[187]. Dado este hecho, los resultados obtenidos por Wackernagel y Rees (1995) apuntan que el 50% de la huella ecológica de los países desarrollados es tierra destinada a "sostener" el consumo energético.

Un indicador que se puede englobar en este apartado es el de "Ecocapacidad", desarrollado para el Consejo Asesor del Gobierno Danés para la Investigación sobre Naturaleza y Medio Ambiente (RMNO) por Weterings y Opschoor (1992). Este indicador se refiere a las restricciones que sobre el uso de recursos naturales se derivan de la consideración de la sostenibilidad. Para ello se relacionan los impactos ambientales del desarrollo demográfico y económico previsto hasta el año 2040 con los impactos aceptables como sostenibles.

Por otra parte, Opschoor y Constanza (1994) definen el concepto de "espacio ecológico" como medida válida para analizar y cuantificar la salud ambiental del sistema. Se refiere a la capacidad de absorber el estrés ambiental de los ecosistemas naturales sin riesgo para la integridad de los mismos. Dicho estrés se materializa en contaminación de los sistemas ambientales, agotamiento de los recursos y pérdida de biodiversidad.

2.2.3.1.7. Indicadores Energéticos de Sostenibilidad

Los indicadores basados en la energía ofrecen información en términos físicos sobre las limitaciones de los ecosistemas, umbrales o capacidades de carga y los riesgos que se asumen al superarlos[188]. Como destacan Cleveland y Stern (1999), a diferencia de los modelos neoclásicos, que consideran que los precios son los mejores indicadores de escasez, los modelos biofísicos utilizan indicadores de escasez de los recursos basados en la cantidad de energía necesaria y la entropía generada para transformar los materiales en producción y consumo. No obstante, estos indicadores, entre los que se puede citar como ejemplo el HANPP (Vitousek *et al.*, 1986), referido a la apropiación humana de la producción de energía primaria neta, han de complementarse con otros de índole social, ecológica o económica, que tengan asociados determinadas decisiones de "elección social" referidas a equidad intertemporal y preferencias sociales, propias del análisis de la sostenibilidad, lo que permite aprovechar de forma sinérgica la información disponible sobre los sistemas ecológicos y socioeconómicos. En resumen, las ventajas de los indicadores basados en la energía (Faucheux y O'Connor, 1998b) son:

a) La escasez de estadísticas ambientales en términos monetarios sobre todo en países en vías de desarrollo. El desarrollo de una contabilidad ambiental basada en unidades físicas o energéticas aporta mayor facilidad y utilidad en casos en los que la información

185. Wackernagel y Rees (1995), Wackernagel *et al.* (1997), Wackernagel *et al.* (1999), Van Vuuren y Smeets (2000), Folke *et al.* (1997) y Haberl (2001) entre otros.

186. Básicamente considerando mejor el efecto del comercio internacional (Proops *et al.*, 1999), o fuentes estadística más consistentes y fiables (Bicknell *et al.*, 1998).

187. Por problemas de inexistencia de información, no se consideran las emisiones de otros residuos o contaminantes aparte del CO_2.

188. Si bien, como puntualiza Passet (1996), los indicadores pueden aspirar a la universalidad de los indicadores monetarios, de ahí la necesidad (y el problema) de su complementariedad. Odum (1971) por ejemplo, estima para ello una valoración monetaria de la kilocaloría.

basada en el mercado (precios, oferta, demanda) no es suficiente.

b) Los valores de mercado de los bienes y servicios cambian considerablemente a lo largo del tiempo. Para analizar la sostenibilidad este hecho dificulta la consideración del largo plazo, por lo que medidas del valor en términos energéticos son más útiles al ser más estables o robustas en el largo plazo.

c) El análisis de la energía en los procesos socioeconómicos puede considerarse como ejemplo de integración entre las dimensiones ambiental y económica, hecho necesario a la hora de cuantificar el desarrollo sostenible.

Básicamente, se pueden agrupar en tres bloques las aportaciones más relevantes dentro del ámbito de los indicadores energéticos: indicadores de la exergía y la emergía, contabilidad energética e indicadores energéticos de impacto.

Evaluación de la exergía y la energía

El desarrollo de los ecosistemas naturales se basa en el uso de la energía exterior de gran calidad (exergía). Éstos degradan el input energético mediante reacciones metabólicas y producen entropía (energía no útil para el sistema), la cual es transferida a la creación de estructuras cada vez más complejas (más información), que aumentan los flujos internos de energía y nutrientes y reducen progresivamente los residuos. Este proceso, en el que los sistemas ecológicos eligen la forma de organización que reporte una mayor exergía interna, es conocido como la ley ecológica de la termodinámica (Jorgensen, 1992). Por tanto, un indicador de calidad ambiental de un sistema es la medida aproximada de la exergía (Jorgensen, 1994).

Según el método de Odum (1996), se agregan los bienes y servicios en términos de la energía solar que contienen (emergía) o que se ha necesitado para producirlos. De esta manera, es posible valorar lo que suponen activos ambientales tales como el agua o la tierra, en los procesos productivos. Con este método se consideran los input energéticos totales (directos e indirectos) necesarios para un bien, para determinado sector o para el conjunto de la economía.

Conociendo los procesos energéticos derivados de los ecosistemas naturales y artificiales, Faucheux (1994) desarrolla un indicador de sostenibilidad considerando el concepto de energía como capital natural crítico. Para ello parte de la base de que no es posible sobrepasar las barreras de consumo energético marcadas por la "capacidad de carga" energética.

$$R_c = R_p\,(1+\sigma)$$

Donde R_p es la tasa de regeneración de los recursos energéticos fósiles, R_c es la tasa de consumo de la energía fósil y σ es el indicador de estabilidad. Si σ es mayor que cero es debido a que la economía consume más combustibles fósiles que los que el medio ambiente natural es capaz de regenerar en período de tiempo considerado; si es igual que cero, se está en equilibrio; y si es menor que cero, entonces el sistema natural es capaz de generar un excedente de recursos energéticos durante el período considerado. Por tanto, para que la economía sea sostenible, es necesario no sobrepasar el umbral de $\sigma \leq 0$. Otras consideraciones de eficiencia económica pueden ser referidas, pues transformar la energía solar en combustibles fósiles resulta muy lenta,, pudiendo transformarse en energía fotovoltaica, hidráulica, eólica, etc.) más rápidamente. Es por ello por lo que desde esta perspectiva energética se fundamenta la idea de sustituir los recursos agotables (petróleo) por recursos renovables.

Otro indicador de sostenibilidad a nivel nacional es definido por Faucheux y O'Connor (1998b): el Excedente de Emergía Nacional (EEN) para un período de tiempo dado, es la diferencia entre la tasa de renovación de la cantidad de energía medioambiental (en unidades de emergía) disponible en el país, y la cantidad de emergía consumida por la economía de ese país.

Este indicador se refiere al grado de autosuficiencia energética a largo plazo, así como a la equidad internacional e intergeneracional. Un criterio para la sostenibilidad sería que ENN ≥ 0, es decir, que la tasa de extracción de recursos energéticos primarios no fuera mayor que la tasa de renovación total para los recursos energéticos del país. Es sabido que por oportunidades comerciales, este criterio no se cumple, pero puede utilizarse como referencia para la contribución de cada país a la sostenibilidad global. Los elevados niveles de vida y producción de los países occidentales dependen en gran medida de importaciones de energía disponible de otras partes del mundo[189]. A partir de estas ideas se han desarrollado numerosas medidas que incluyen el balance comercial de energía incorporada[190].

189. Un estudio sobre la economía suiza realizado por Pillet y Odum (1984) sugiere que sólo un 14% de la demanda energética suiza actual es sostenible en el futuro con sus recursos energéticos renovables propios.

190. Véanse las evaluaciones de la huella ecológica de las naciones (Wackernagel y Rees, 1995).

Tablas Input-Output en términos energéticos

Mediante la evaluación de la entalpía[191] es posible realizar balances energéticos (en unidades de calor equivalente, pues todas las formas de energía pueden producir calor). En los setenta se desarrollan varios estudios para estimar modelos nacionales de análisis Input-Output en términos energéticos[192].

Con la contabilidad energética se puede determinar la cantidad de energía necesaria para producir otro tipo de energía, o evaluar la cantidad de energía necesaria para producir un bien o servicio (energía incorporada).

Al manejar formas energéticas con calidades muy diferentes (no todas las energías generan el mismo trabajo), no es conveniente para su agregación el uso del método de la entalpía, siendo mejor evaluar la exergía (Cleveland, 1992; Cleveland *et al.*, 2000). La exergía en términos Input-Output se puede definir como el potencial de energía o energía disponible para generar trabajo mecánico. Para cuantificar la exergía de determinado bien tendrían que identificarse los inputs energéticos añadidos que tienen sus diversa formas y restar las pérdidas de energía producidas (unos tipos de energía perderán más que otros).

Indicadores del impacto de la contaminación basados en la entropía

Resulta creciente la preocupación acerca del impacto que los residuos de diversa peligrosidad, los materiales de desecho y el calor emitido, tienen sobre la calidad del medio ambiente global y la disponibilidades de recursos. Se puede utilizar un indicador de la entropía generada por los procesos productivos como aproximación al impacto ambiental de los mismos. Siguiendo a Faucheux (1994), se definir el "grado de entropía para un sistema económico ($S_e = N_m - N_e$). Es decir, como la diferencia entre el actual incremento de entropía resultante de la actividad económica (N_e), y la mínima entropía de producción tecnológicamente posible (N_m), manteniendo el mismo nivel de producción económica. Cuanto mayor es S_e mayor es el impacto por unidad de producción/consumo medido en términos de incremento de la entropía del medio (más polución, aumento de la temperatura media, etc.).

Por otra parte, se puede optar por un indicador de "negentropía". Este concepto se refiere a la diferencia entre el nivel actual de entropía de un sistema y el máximo que puede contener bajo determinada condiciones. Como se mencionará más adelante, la fijación de unos valores objetivo, referencia o límites para cada indicador es el método más empleado para elaborar indicadores de sostenibilidad.

2.2.3.1.8. Indicadores de Desmaterialización

Una línea de trabajo a mitad de camino entre los indicadores físicos y los energéticos es la referida a los balances de materiales[193], determinándose normalmente los indicadores referidos al Input Material Total y al Consumo Material Total. Con esta finalidad se pueden desarrollar Modelos Input-Output sectoriales, pero también indicadores de síntesis como el establecido por Schmidt-Bleek (1993) e Hinterberger (1993). Estos autores calculan el input de materias por unidad de servicio (en inglés, MIPS) de un importante número de bienes y servicios de consumo, constatando la necesidad de reducir los flujos materiales mediante el incremento de la eficiencia productiva y de la durabilidad de los bienes de consumo.

Con el uso de estos indicadores se soslaya el problema de la identificación y cuantificación del stock de capital natural. En lugar de fijarse en mantener el stock material, resulta más interesante centrarse en términos de reducir el flujos de input materiales de la producción. Con MIPS se tiene un "instrumento de medida de los impactos ambientales de la producción de servicios" (Hinterberger *et al.*, 1997: 12).

Otro tipo de estudios relacionados con el proceso de "desmaterialización" son aquellos que se centran en determinar el impacto de las actividades humanas sobre el ciclo del carbono o biomasa[194]. En los mismos se determina desde una visión biofísica los costes que para la naturaleza tiene la expansión humana, configurando a la misma como el mayor organismo consumidor de todos los ecosistemas existentes en la Tierra[195] (Rees, 1998, 1999).

El llamado *espacio medioambiental* desarrollado por Schmidt-Bleek (1992) y aplicado a varios países europeos (Moffatt, 1996) es otra medida a considerar como indicador de desmaterialización. Básicamente se refiere al uso de un recurso en cualquier país en relación al uso medio mundial del dicho recurso. Se compara el consumo medio global de un recurso dado en término *per capita,* con el consumo *per capita* nacional. Los recursos seleccionados son normalmente: recursos no

191. La Entalpía es el equivalente a la energía interna más el producto de la presión multiplicado por el volumen.
192. Véase Bullard y Herendeen (1975) entre otros.
193. Para profundizar en este tipo de estudios véanse Vitousek *et al.* (1986), Schmidt-Bleek (1993) y Spangenberg (1999), entre otros.
194. Un conocido ejemplo es el estudio realizado por Boyle y Lavkulich (1997) para la cuenca canadiense de Lower Fraser.
195. Sobre este particular se desarrollan todas las teorías acerca de la huella ecológica.

renovables, tierra arable, bosques y recursos hídricos. Se considera el ciclo de vida de estos recursos para determinar su consumo total. Se define el espacio medioambiental para un recurso *i* al porcentaje de reducción (o incremento) en el uso de ese recurso en el país *j* necesario para reducir (incrementar) el consumo en el país *j* en relación a la media mundial para el recurso i en términos *per capita.*

En este sentido, el llamado Club Factor 10 (Schmidt-Bleek, 2000) demanda una reducción del uso de los recursos de al menos el 50%, lo que supone incrementar por diez la productividad de los recursos en aras de la sostenibilidad.

2.2.3.1.9. Indicadores Ecosistémicos

Un tipo de aproximación al análisis de la sostenibilidad fuerte es el uso conjunto de indicadores en términos físicos y energéticos, así como biológicos. Se trata de los indicadores ecosistémicos que se centran en el estudio de la salud o el grado de desarrollo de los ecosistemas (Odum, 1969;1985). Perrings y Pearce (1994) destacan que el desconocimiento de las relaciones internas de un ecosistema hace impredecibles los efectos de la actividad humana sobre los mismos, hecho que se agrava si además existen discontinuidades o umbrales críticos traspasados los cuales el ecosistema pierde su resiliencia y la integridad funcional.

Características ecosistémicas como estabilidad, resiliencia, flexibilidad, cambio estructural, biodiversidad, metabolismo, energía, etc. son analizadas desde esta perspectiva[196] (Kay y Schneider,1992; Common y Perrings, 1992; Perrings et al., 1995; Holling, 1973; Bossel, 1998; Müller et al., 2000; Izsák y Papp, 2000).

Siguiendo a Boisvert *et al.* (1998), los indicadores ecosistémicos han de referirse a los siguientes apartados:

a) Análisis eco-energético, mediante el análisis clásico centrado en modelizar la cadena trófica reduciendo sus elementos biológicos y físicos a formas e intercambios de energía. La viabilidad del ecosistema está asegurada si el intercambio energético se produce entre unos límites (el concepto de ventana de la energía).

b) Análisis del balance de materiales, centrado en los ciclos bio-geo-químicos (básicamente carbón, agua, nitrógeno, fósforos y sulfuros) desde una perspectiva input-output. Un ecosistema con estrés se caracteriza por el aumento de los flujos, ciclos materiales abiertos y reducción del reciclaje interno del sistema.

c) Análisis de biodiversidad, estudiando el número de especies distintas y su población. Entre otros muchos indicadores en pleno desarrollo, los más conocidos son derivados de la Ecología como: el índice de Shannon, el índice probabilístico de Simpson y el índice de equitabilidad.

2.2.3.2. Crítica a los indicadores de sostenibilidad fuerte

En palabras de Nöel y O'Connor (1998:80), el enfoque de la sostenibilidad fuerte aboga por la "construcción de indicadores para la sostenibilidad ecológica y económica que funcionen como objetivos políticos explícitos y como información acerca de los costes de oportunidad asociados a la consecución de los objetivos medioambientales". Sin embargo, este enfoque se encuentra en pleno desarrollo y pocas aplicaciones se han hecho de forma generalizable[197]. Una difícil cuestión referida a los indicadores basados en medidas del capital natural radica en la ingente cantidad de información estadística que se necesita para implementar este tipo de análisis. Los problemas comentados de agregación y definición de umbrales críticos son otras cuestiones de difícil solución si no se aplica a pequeña escala.

En concreto, las críticas sobre indicadores basados en el IBES o el IPES se centran en que dichas medidas no cumplen los objetivos para los que se crearon, por lo que no son mejores que el PNN como medida de bienestar, ni que los índices físicos o el PNNc en términos de medida de depreciación del capital natural (Neumayer, 1999). A pesar de ser medidas desarrolladas por defensores de un concepto "fuerte" de sostenibilidad, en el que se distingue entre los tipos de capital (artificial, natural renovable y no renovable), en las mismas no se consideran subíndices específicos que cuantifiquen el estado de esos tipos de capital (Neumayer, 1999b).

Como destaca Hanley (2000), los costes de este tipo de indicadores en unidades físicas han de ser menores que los derivados de aplicar indicadores del tipo Hartwick/Solow de sostenibilidad débil, pues estos

196. En Pearce y Barbier (2000) se hace una comparación entre indicadores económicos y ecológicos a la hora de analizar la sostenibilidad, concediendo especial importancia a los referidos a la diversidad.

197. Destaca el modelo SEESM (Structural Economy-Environment Simulation Modelling) desarrollado por Faucheux y O'Connor (1998).

últimos añaden a la dificultad de contabilidad física la necesidad de valorar todos los cambios en los stock en términos monetarios, máxime para los recursos fuera de mercado.

El principal problema que aparece en estos modelos es la determinación de los estándares de sostenibilidad. Los valores de referencia pueden determinarse en relación a una situación pasada, futura o criterio ideal. Sobre una base científica del conocimiento de las interrelaciones entre el ecosistema natural y los sistemas económicos, se produce inevitablemente una negociación o balance entre los objetivos sociales (preferencia por la calidad ambiental y su sostenibilidad) y económicos (preferencia por el nivel de calidad económica). Se puede encontrar un claro ejemplo que ilustre esta cuestión en las actuales negociaciones acerca del cambio climático. Grupos sociales distintos, generaciones distintas, economías distintas, tendrán prioridades sociales distintas. Lo que para unas comunidades puede resultar un patrimonio ambiental irreemplazable, y por tanto, digno de catalogarse como de CNC, para otras puede no serlo así.

Las críticas acerca del EMS se centran además sobre su incongruencia o inconsistencia, dado que supone un intervencionismo en determinados momentos justificado por evitar la irreversibilidad, deshabilitando los mecanismos de mercado y la política ambiental o económica que ha conducido a dicha situación[198].

Los indicadores desarrollados a partir del concepto de la huella ecológica se utilizan con mayor frecuencia como instrumento para la toma de decisiones, dada su transparencia y objetividad, así como su nivel de agregación en una única dimensión. Si bien este tipo de indicadores considera la cuestión espacial y el efecto del comercio internacional a la hora de analizar la sostenibilidad de una población, por el contrario se plantean diversos problemas metodológicos (Bergh y Verbruggen, 1999):

a) Sobre la agregación, la ponderación y la relevancia política. Al realizarse la conversión en términos de área de tierra de todos los impactos ecológicos relacionados con el consumo, no se consideran las distintas calidades y usos de la tierra. Las ponderaciones físicas utilizadas en esta conversión no reflejan ni cambios en la escasez relativa de los bienes o la calidad ambiental en el tiempo ni en el espacio, a pesar de que los impacto ambientales son muy distintos.

b) Sobre la dimensión "ficticia" del uso de la tierra y los usos sostenibles de la misma. En muchos casos la interpretación que se hace del indicador comete el error de pensar que realmente esa extensión de tierra está cubierta por la "huella ecológica", cuando no es más que una unidad de medida. Por otra parte, este indicador no distingue entre usos sostenibles y no sostenibles de la tierra.

c) Sobre el uso sostenible de la energía. Una tercera objeción radica en el procedimiento de medida y agregación de los impactos asociados al uso de la energía (emisiones de CO_2). Los valores finales de la Huella Ecológica están sobredimensionados, porque sólo se considera la asimilación de CO_2 por parte de los bosques y zonas forestales, dejando de lado otras vías menos intensivas en uso del suelo.

d) Sobre la escala espacial. Desde un punto de vista ambiental o ecológico, no tiene sentido seguir los límites administrativos regionales y nacionales para el cálculo de la Huella Ecológica.

e) Sobre la consideración del comercio. En la propia formulación del índice se prefiere como sostenible una situación de autosuficiencia o autarquía, pues según la formulación del déficit ecológico, la huella ecológica total de una economía (considerando también el consumo derivado del comercio) no ha de superar la tierra productiva disponible en la región. Con esta definición se niegan las ventajas comparativas de los países y regiones relativas a sus disponibilidades de recursos naturales.

Como señala Fricker (1998), la huella ecológica puede ser útil para referenciar la evolución interna y temporal de un sistema urbano o regional, pero no resulta un instrumento útil para comparar con otros entornos.

2.3. Conclusiones

Son muchas las conclusiones que se pueden derivar de este capítulo centrado en la conceptualización y cuantificación del desarrollo sostenible. En primer lugar, destaca la riqueza de matices existentes en las múltiples definiciones existentes para el término desarrollo sostenible, sostenibilidad o sustentabilidad. Esta heterogeneidad no es tal si se trata de descender a las bases que inspiran dicho concepto. En el apartado 2.1.1. se trata de realizar esta labor,

198. Un amplio análisis de las críticas acerca del EMS se puede consultar en Farmer y Randall (1998).

destacándose finalmente que la regla de sostenibilidad se plantea como un equilibrio entre los criterios de eficiencia económica, calidad ambiental y equidad intra- e intergeneracional.

Entre las barreras institucionales o instrumentales existentes para la adopción de reglas de sostenibilidad se encuentran principalmente las referidas al libre acceso a ciertos recursos y la deficiente valoración económica de los activos ambientales (recursos naturales, biodiversidad, calidad ambiental, etc.). No obstante, distintas aproximaciones científicas tratan de paliar estas deficiencias, agrupándose los modelos existentes en base a la relación entre el capital natural y el capital elaborado por el hombre o artificial. Dos son los grandes enfoques a la hora de agrupar las principales aportaciones: la sostenibilidad entendida en sentido débil y en sentido fuerte.

En referencia a qué enfoque es más útil para analizar el desarrollo sostenible, hay que señalar que no se puede concluir una respuesta clara: cada modelo persigue un objetivo concreto. Desde las primeras aproximaciones de los economistas clásicos hasta los sofisticados modelos basados en las teorías de la coevolución, pasando por aquellos otros que parten de la superposición de generaciones, los modelos sectoriales, los dinámicos o los ecosistémicos y energéticos, etc., todos ellos aportan algo novedoso y positivo para el análisis de la sostenibilidad. Sin embargo, a la hora de la aplicación del modelo a la toma de decisiones (planificación y gestión) sí existen claras diferencias en la utilidad de los mismos, destacando aquellos que se acercan más al diseño real de las instituciones propias de decisión y asignación de bienes y servicios (modelos desde la sostenibilidad débil).

Eludiendo la atención del hecho de si el capital natural y artificial son plenamente sustitutivos o no en el largo plazo, un punto genérico a todas las aproximaciones a sostenibilidad reside en la necesidad compartida de conocer con mayor profundidad la interrelación entre recursos naturales y actividad económica, así como las externalidades derivadas sobre la calidad ambiental. Sólo de ese conocimiento se podrán realizar modelos que, en primer lugar arrojen luz sobre la cuestión que inicia este párrafo y, en segundo lugar, integren las dimensiones ecológica y económica a la hora de reducir la distancia entre sostenibilidad económica y ambiental.

De cara a la cuantificación del desarrollo sostenible, los modelos de sostenibilidad fuerte son los que más necesidades de información tienen, derivadas de la plena integración entre los sistemas económicos y ecológicos que plantean. Esta es la razón principal de su escasa aplicabilidad normalmente restringida sólo a algunas dimensiones específicas de la relación entre ecosistemas naturales y humanos (normalmente la energía o los residuos).

Respecto al análisis urbano, se ha de destacar como conclusión la escasa repercusión que tiene sobre el mismo los modelos de sostenibilidad débil comentados, los cuales parecen estar centrados exclusivamente en la escala nacional e internacional. Esta orientación impregna profundamente las experiencias de conceptualización y medición de la sostenibilidad realizadas a nivel urbano, destacando en el apartado de conceptos, la acuñación de términos como sostenibilidad parcial (referida a un ámbito del modelo urbano), sostenibilidad local (referida a una ciudad en su conjunto) y global (considerando todos los efectos locales agregados); así como sostenibilidad relativa (referenciada a las mejores experiencias) o absoluta (referenciada a estándares y umbrales absolutos).

Desde el análisis en el ámbito urbano se deducen dos conclusiones. En primer lugar, parece claro que las ciudades consideradas aisladamente no son sostenibles en términos absolutos. Como ecosistemas artificiales que son, en su metabolismo urbano no desarrollan ciclos cerrados de materiales o energía, necesitando aportes crecientes de recursos procedentes de otros ecosistemas externos y generando un volumen de residuos que no son reincorporados plenamente en el sistema.

Para ser considerado sostenible en términos absolutos, el ecosistema urbano ha de limitar su metabolismo de forma que sea un sistema autocontenido. La generación de energía endosomática, la minimización de residuos y el reciclado de los mismos son cuestiones que con el estado actual de la tecnología no pueden plantearse sobre una base estable. No obstante, la evolución planteada hacia una *sociedad-red* puede acarrear, desde el punto de vista ecológico, la definición de un *macro-ecosistema urbano*[199] con distintos elementos (ciudades) especializados de forma coordinada en distintas funciones dentro de este ecosistema urbano global. Según esta hipótesis, unos

199. De forma análoga a la hipótesis GAIA (Lovelock, 1988), se podría formular una hipótesis donde las ciudades conforman a su vez un organismo en red (hipótesis de los Titanes, siguiendo el símil mitológico).

entornos juegan un papel de generación de energía, otros de transformación de los residuos, etc. La sostenibilidad urbana analizada de forma aislada sólo tiene sentido desde el enfoque de la eficiencia ambiental, centrada en el metabolismo urbano y minimizando las necesidades de recursos y la emisión de residuos. La conclusión se concreta en la frase recogida anteriormente de construir ciudades en un mundo sostenible.

En segundo lugar, se destaca que los instrumentos propios del enfoque de la sostenibilidad en sentido fuerte son los más demandados en el ámbito urbano, especialmente los análisis de la huella ecológica urbana, la capacidad de carga, los indicadores ecosistémicos, etc. La principal traba a la que se enfrentan es la siguiente: resulta necesario recopilar un tipo de información, normalmente mediante el uso de indicadores físicos, a la que las agencias estadísticas no están habituadas ni experimentadas: datos sobre la interacción entre los ecosistemas urbano y naturales.

En relación al problema de la información de base a la hora de cuantificar los avances hacia la sostenibilidad, Pearce *et al.* (1996) defienden que la misma puede ser medida mediante indicadores, cuya búsqueda ha de venir guiada por una teoría de la sostenibilidad centrada en la distinción entre los enfoques débil y fuerte.

Finalmente, como resultado de la revisión realizada de la literatura más relevante en materia de desarrollo sostenible, se ha de concluir que no existe una única vía para medir el desarrollo considerado como concepto integrador de un gran número de componentes objetivos y subjetivos. Ante este hecho, junto al interés por el análisis del desarrollo sostenible a nivel urbano, se orientan los siguientes capítulos de este trabajo a profundizar en el conocimiento de las relaciones entre los componentes del desarrollo a nivel urbano y sus efectos sobre el medio natural cercano. Para ello, se opta por el enfoque de los indicadores de sostenibilidad que gozan de gran popularidad en la esfera urbana, dada su utilidad directa para la toma de decisiones locales.

3. Indicadores de Desarrollo Sostenible Urbano

Introducción

Como señalan Fricker (1998), Cobb y Rixford (1998), al documentar el origen de los indicadores de desarrollo sostenible es necesaria la referencia al enfoque tradicional de los indicadores sociales, ya comentado en el capítulo anterior sobre la medida del bienestar. Centrándose los comentarios exclusivamente en la perspectiva urbana, destacan las aportaciones iniciales en materia de indicadores sociales realizadas por miembros de la Escuela de Chicago ya desde los años treinta en el marco de la Ecología Urbana[200], las cuales son un magnífico ejemplo de análisis social urbano basado en indicadores. Esta Escuela desarrolló teorías en las que la localización urbana, cuantificada en distancias al centro, explicaba muchos de los problemas sociales y psicológicos de la población. Modelos de círculos concéntricos o multi-céntricos eran utilizados para describir la estructura urbana y los efectos de los mecanismos de mercado, la competencia de usos y los precio del suelo.

La dimensión urbana se considera ya desde los primeros análisis para la elaboración de estos indicadores sociales, suponiendo un ámbito donde se desarrollan numerosos avances relativos en un principio a la salud pública y condiciones sociales de las ciudades industriales[201]. Desde esta perspectiva, el interés primordial es conocer la naturaleza y el funcionamiento de las ciudades, las grandes desconocidas, aportando para ello nuevas medidas de aspectos sociales muy relacionados con la calidad de vida y el desarrollo. Se analiza la ciudad desde una doble perspectiva: intraurbana (comparativa entre zonas diferenciadas de la ciudad) e interurbana (comparativa entre ciudades distintas)[202]. Se trata de los antecedentes de los actuales *indicadores comunitarios* y de *sostenibilidad* elaborados en un gran número de ciudades del mundo[203].

200. Inicialmente los estudios englobados en la Urban Ecology y la Town Ecology han estado asociados exclusivamente a las ciencias sociales, en la actualidad aparece como una rama de la Sociología. Véanse, por ejemplo, Park *et al.* (1925), Hawley (1950) y Quinn (1950). Asimismo, en otras disciplinas como las ciencias naturales, los indicadores tradicionalmente se han usado de forma profusa para modelizar los sistemas biológicos o físicos, así como establecer variables de control y respuesta de los procesos generados en los mismos.

201. Destaca el gran uso de indicadores urbanos, derivados de censos de población y encuestas *ad hoc* para ciudades y áreas metropolitanas que se hace en el Reino Unido y en Estados Unidos. La definición de áreas sociales, estudio de barrios y zonas deprimidas, análisis del mercado de vivienda, de trabajo, así como indicadores de calidad de vida son aspectos de los que existe abundante bibliografía (Ocaña, 1998). Sobre indicadores urbanos sobresalen: Hoyt (1959), Liu (1976), Flax (1972), Hughes (1974), PCC (1990), Sufian (1993), OCDE (1978; 1997) y Hoffman (2000), entre otros. En Flood (1997) se hace una revisión de la evolución de los indicadores sociales y urbanos. Estudios recientes sobre la calidad de vida urbana en España son Alguacil (2000) o Capital (2001).

202. Véase por ejemplo Andranovich y Riposa (1993).

203. En Norteamérica sobresalen los casos de Seattle (Sustainable Seattle, 1995), Toronto (City of Toronto, 1991), Chicago (CNT, 1993) y San Francisco (GCP, 1992) entre otros. Los trabajos englobados en la Fundación de la Nueva Economía (New Economics Foundation, 1994), Redefining Progress (Cobb, 2000), así como Hart (1995) o Corson (1993), marcan en la actualidad la pauta en este tipo de indicadores de sostenibilidad o comunitarios, orientados a la toma de decisiones como apoyo de la planificación y gestión urbana.

Se ha de reconocer que durante los setenta se producen importantes avances en el desarrollo de los indicadores urbanos, de manera que incluso adelanta a la propia evolución de los indicadores ambientales (Alberti y Bettini, 1996). El primer informe de indicadores de medio ambiente urbano de la OCDE (1978) así lo atestigua, haciendo referencia a los efectos que sobre la calidad de vida urbana tienen factores como la calidad de las instalaciones, construcciones y equipamientos, la calidad de los servicios o el ambiente sociocultural.

En la publicación referida también a indicadores urbanos (OCDE, 1997), se destaca el excesivo énfasis que se hace sobre la cuantificación y el uso de las estadísticas existentes. En aquellos momentos no se concede tanta atención a la comprensión de la complejidad de las ciudades y las interrelaciones entre sus componentes, como puede existir en la actualidad. Muchas veces se persigue disponer de las medidas macroeconómicas para la escala micro, lo que en contadas ocasiones se consigue. Progresivamente se muestra con claridad la necesidad de realizar indicadores más cercanos y útiles para la toma de decisiones y la monitorización del desarrollo urbano más que para llevar a cabo análisis científicos aislados. A modo de síntesis de esta etapa es necesaria la referencia a la publicación de Naciones Unidas de 1977 y el movimiento de las Ciudades Saludables de la OMS (Doyle *et al.*,1997), sobre indicadores de medio ambiente urbano, centrado este último en la medición de la calidad de vida urbana en base a las condiciones de vivienda, servicios, mercado de trabajo e indicadores sanitarios.

Antes de profundizar en los indicadores de sostenibilidad (y concretamente aquellos urbanos), es necesario comentar algunos conceptos básicos referidos a los indicadores. Seguidamente, se hace referencia a los indicadores ambientales y su uso sistemático en lo que se ha venido a llamar *Informes sobre el estado del medio ambiente*[204].

204. Entre los Informes más reconocidos destacan los elaborados por el Gobierno de Canadá (Environment Canada, 1991), la Agencia Europea de Medio Ambiente (1995; 1998; 1999; 2000), el World Resources Institute/UNEP/UNDP/World Bank (1998; 2000) o los Informes del WorldWatch (Brown et al., 2000) entre otros. En España se produce la serie de monografías sobre indicadores ambientales (MMA, 1996a; 1996b; 1998; 1999; 2000; 2001).

3.1. Conceptos básicos sobre indicadores

En términos coloquiales, un indicador (p.e.: emisiones de CO_2) no es mas que un signo que ofrece información más allá del dato mismo, permitiendo un conocimiento más comprehensivo de la realidad a analizar (calentamiento global). En definitiva, el indicador es una medida de la parte observable de un fenómeno que permite valorar otra porción no observable de dicho fenómeno (Chevalier *et al.*,1992). Se convierte pues en una variable *proxy* que "indica" determinada información sobre una realidad que no se conoce de forma completa o directa: el nivel de desarrollo, el bienestar, etc. Por otra parte, como señala Ott (1978), un indicador puede ser la forma más simple de reducción de una gran cantidad de datos, manteniendo la información esencial para las cuestiones planteadas a los datos. El indicador ha de permitir una lectura sucinta, comprensible y científicamente válida del fenómeno a estudiar.

En este sentido, la aproximación de Gallopín (1996) resulta más interesante desde la óptica de la Teoría de Sistemas. Este autor define los indicadores como *variables* (y no valores), es decir, representaciones operativas de un atributo (calidad, característica, propiedad) de un sistema. Los indicadores por tanto son imágenes de un atributo, las cuales son definidas en términos de un procedimiento de medida u observación determinado. Cada variable puede asociarse a una serie de *valores* o estados a través de los cuales se manifiesta.

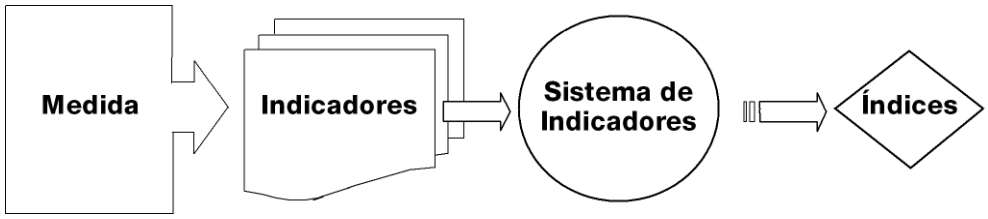
Las tres funciones básicas de los indicadores (OCDE, 1997) son: simplificación, cuantificación y comunicación. Los indicadores han de ser representaciones empíricas de la realidad en las que se reduzcan el número de componentes. Además, han de medir cuantitativamente (al menos establecer una escala) el fenómeno a representar. En la teoría de la medida, el término indicador se refiere a la especificación empírica de conceptos que no pueden ser completamente medidos de forma operativa, como el bienestar o la sostenibilidad. Por último, el indicador ha de utilizarse para transmitir la información referente al objeto de estudio.

En concreto, para Fricker (1998:370), estas tres funciones se desglosan en un total de cinco para el caso de los indicadores sociales, pudiendo tener una utilidad informativa, predictiva, orientada hacia la resolución de problemas, evaluadora de programas, y definitoria de objetivos.

Normalmente se distingue entre indicadores simples e indicadores complejos, sintéticos o índices (Figura 3.1). Los primeros hacen referencia a estadísticas no muy elaboradas, obtenidas directamente de la realidad, normalmente presentadas en forma relativa a la superficie o la población. La información que se infiere de estos indicadores es muy limitada. Los indicadores sintéticos o índices son medidas adimensionales resultado de combinar varios indicadores simples, mediante un sistema de ponderación que jerarquiza los componentes. La información que se obtiene de estos indicadores es mayor, si bien la interpretación de la misma es en muchos casos más dificultosa y con ciertas restricciones[205].

A su vez, dentro de los indicadores pueden también distinguirse los indicadores objetivos, aquellos que son cuantificables de forma exacta o generalizable, de los indicadores subjetivos o cualitativos, que hacen referencia a información basada en percepciones subjetivas de la realidad pocas veces cuantificables (calidad de vida), pero necesarias para tener un conocimiento más completo de la misma. Por ejemplo, un indicador objetivo es la tasa de alfabetización de la población, mientras que uno subjetivo sería la percepción individual del paisaje urbano.

Figura 3.1. Proceso de elaboración de índices



Son muchos los autores que han propuesto criterios de selección de indicadores. En MMA (1996a) se enumeran los siguientes:

a) Validez científica: El indicador ha de estar basado en el conocimiento científico del sistema o elementos del mismo descritos, teniendo atributos y significados fundamentados.

b) Representatividad: La información que posee el indicador debe de ser representativa.

c) Sensibilidad a los cambios: El indicador debe señalar los cambios de tendencia preferiblemente a corto y medio plazo.

d) Fiabilidad de los datos: Los datos deben de ser lo más fiables posible, de buena calidad.

e) Relevancia: El indicador debe proveer información de relevancia para poder determinar objetivos y metas.

f) Comprensible: El indicador ha de ser simple, claro y de fácil comprensión para los que vayan a hacer uso del mismo.

g) Predictivo: El indicador ha de proveer señales de alarma previa de futuros cambios en términos como el ecosistema, la salud, la economía, etc.

h) Metas: El indicador ideal propone metas a alcanzar, con las que comparar la situación inicial.

i) Comparabilidad: El indicador debe ser

205. No obstante, esta jerarquía entre indicadores no puede tomarse como una regla general, pues en muchos casos, indicadores simples son utilizados como índices para la toma de decisiones (Gallopín, 1997).

presentado de tal forma que permita comparaciones interterritoriales.

j) Cobertura Geográfica: El indicador ha de basarse en temas que sean extensibles a escala del nivel territorial de análisis.

k) Coste-Eficiencia: El indicador ha de ser eficiente en términos de coste de obtención de datos y de uso de la información que aporta.

Por otra parte, Adriaanse (1993), OCDE (1993) y Gallopín (1997) sugieren los siguientes principios generales:

a) Los valores de los indicadores han de ser medibles (o al menos observables).

b) Los datos han de estar ya disponibles o en su caso, han de poderse obtener mediante mediciones específicas.

c) La metodología para la recogida y el procesamiento de los datos, así como para la construcción de indicadores, ha de ser clara, transparente y estandarizada.

d) Los medios financieros, humanos y técnicos para la construcción y monitorización de los indicadores han de estar disponibles.

e) Los indicadores han de ser "rentables" o de coste eficiente, relativizándose su coste al objetivo que ha de medir.

f) Los indicadores han de disfrutar de gran aceptación política en el nivel apropiado para la toma de decisiones.

g) La participación y el apoyo del público en el uso de los indicadores es fundamental.

En lo relativo a la utilidad, Carley (1981) señala que los indicadores sociales pueden ser usados básicamente de cuatro maneras (entre paréntesis se ponen ejemplos relativos al medio ambiente urbano):

a) Como colección de medidas sobre un aspecto parcial de la realidad. Si bien realmente no se trata de indicadores, sino de datos o simples estadísticas. Muchos informes sectoriales se basan en una enumeración de estadísticas, pero sin la finalidad de abarcar todas las dimensiones de la realidad a estudiar. (los informes de situación del medio ambiente urbano suelen apoyarse en una batería de indicadores tales como cantidad de residuos generados al año, consumo diario de agua, de energía, etc.).

b) Como instrumento directo para la toma de decisiones. Ciertos indicadores son utilizados *per se* como instrumentos de intervención y gestión, poniendo en relación a los agentes y sus objetivos de política ambiental con la información sobre el estado del medio ambiente urbano por ejemplo. (En muchas ciudades para la gestión del tráfico urbano se utilizan con cierta homogeneidad una selección de indicadores intraurbanos referidos a la movilidad, tiempos de parada, ruido, gases emitidos, etc.).

c) Como parte de un sistema de indicadores con una estructura integrada y racional. Tales sistemas tratan de ofrecer una perspectiva comprehensiva y sistemática de los fenómenos mediante el uso de cierto número de indicadores que cubran una amplia variedad de importantes actividades humanas. (Un buen ejemplo de rango internacional es la *Global Urban Indicator Database* dentro del programa Hábitat de Naciones Unidas).

Por su parte, Gallopín (1997) propone una clasificación más práctica de las funciones principales de los indicadores: Evaluar las condiciones y tendencias; Comparar entre lugares y situaciones; Evaluar las condiciones y las tendencias en relación a los objetivos y metas; Conseguir información prioritaria de forma rápida; y anticipar las condiciones y tendencias futuras.

3.1.1. Consideraciones sobre sistemas de indicadores

Partiendo de un modelo inicial[206] de la realidad objeto de análisis basado en la Teoría de Sistemas, un sistema de indicadores ofrece un instrumento analítico para representar dicho modelo, de forma comprehensiva, así como realizar el seguimiento de las variables en base al grado de consecución de los niveles-objetivo especificados.

Los sistemas de indicadores pueden utilizarse para un amplio abanico de posibilidades. Se pueden resumir en cuatro grandes grupos las utilidades que presentan los mismos:

a) Modelización. Un sistema de indicadores elaborado de forma rigurosa permite el análisis de los

206. Como se recuerda en la mayoría de estudios sobre el tema (MMA, 1996), si el modelo científico *a priori* no es coherente y consistente, el sistema de indicadores no será fiable.

elementos que componen un sistema, junto a los subsistemas derivados y las relaciones entre los elementos, tanto desde un puntos de vista estático, como dinámico, analizando la evolución de las variables.

b) Simulación. A partir del modelo es posible utilizar los indicadores para analizar las variaciones que se producen alterando sólo algunos componentes y manteniendo el resto ceteris paribus. Interesante al analizar realidades que difícilmente se pueden recrear en un laboratorio, como es el caso de las ciencias sociales.

c) Seguimiento y Control. Establecidos unos valores objetivos o metas, los indicadores permiten cuantificar el grado de consecución de los mismos, así como las causas que llevan a dicha situación.

d) Predicción. Al trabajar con fenómenos que varían en el tiempo es posible, a partir de un sistema fiables de indicadores y las series históricas, aproximarse a la realidad de un futuro más o menos cercano.

Básicamente los problemas que pueden plantearse con el uso de indicadores son (ampliando a Zarzosa, 1996):

a) Ambigüedad en cuanto al significado del indicador o disociación entre el indicador y el fenómeno a medir.

b) Escasez de datos estadísticos.

c) Heterogeneidad de las fuentes estadísticas.

d) Dificultad práctica de incluir los indicadores subjetivos o de percepción.

e) Carácter desagregado de los indicadores sociales, dado que normalmente se refieren a aspectos muy concretos y resulta necesario hacer agregaciones para ganar en significación.

f) Problema de la escala. En muchas ocasiones, la dimensión espacial del objeto de estudio no coincide con la escala considerada para la toma de decisiones. Esta cuestión resulta un problema central en el análisis de la interacción entre sistemas sociales y ecológicos (Wilson *et al.*, 1999)

g) Problema de la comparación: comparación temporal y espacial. El seguimiento de un indicador a lo largo del tiempo puede dificultarse por variaciones en la elaboración de los datos estadísticos de base, así como pérdida de representatividad del mismo. Asimismo, no siempre es posible comparar el mismo indicador entre, por ejemplo, ciudades cuya estructura morfología o evolución son diametralmente opuestas.

La estructura lógica en la que se organiza un sistema de indicadores puede ser de muy diversas maneras, en función a los objetivos que se plantean con el mismo:

a) Por temas, medios o sectores. Organizándose los indicadores en base a los temas o problemáticas del medio urbano (residuos, ruido, energía); por medios (aire, agua, suelo); o por sectores (industria, turismo, vivienda).

b) Estructura causal. Basándose en que las actividades humanas ejercen una presión sobre el medio, el cual registra cambios de estado, y que la sociedad responde para mantener o mejorar la calidad de los recursos naturales.

c) Estructura espacial o ecosistémica. Agrupándose los indicadores por ámbitos espaciales (barrios, núcleos, áreas metropolitanas) o por ecosistemas (ecosistema urbano).

De entre las innumerables utilidades que ofrece un sistema de indicadores para la dimensión urbana, la principal sin duda es resolver los problemas existentes de información (sobre todo ambiental) que existen. Sin embargo, no es suficiente con recoger información sino también es necesario homogeneizar dichas técnicas para compatibilizar los sistemas indicadores de diferentes núcleos urbanos, salvándose así los problemas de comparabilidad espacial y temporal.

3.2. Indicadores medioambientales

Como señala Kapp (Aguilera, 1995:205), "los indicadores ambientales son indicadores sociales que deben su origen a la creciente concienciación de que los indicadores económicos, expresados en términos monetarios, son inadecuados y no miden lo que ocurre en la esfera económica y social al ignorar e incluso ocultar las importantes consecuencias negativas del proceso económico, es decir, omiten los costes sociales reflejados en el deterioro del medio ambiente humano en el sentido físico y social del término".

En el ámbito de la política ambiental y, fundamentalmente en materia de información sobre el estado del medio ambiente, se ha producido un considerable auge en el uso de indicadores, llamados estrictamente medioambientales (o ambientales).

A modo de justificación del incremento de la demanda de este tipo de indicadores se encuentran cuatro razones fundamentales (siguiendo a OCDE, 1993): Medida de políticas medioambientales; Integración de las cuestiones ambientales en políticas sectoriales; Integración más general de la toma de decisiones ambiental y económica (a través de la contabilidad ambiental, por ejemplo); e informe del estado del medio ambiente.

Según OCDE (1993), los criterios para la selección de indicadores medioambientales idóneos son los siguientes:

a) Relevancia política y utilidad para los usuarios. Un indicador medioambiental debe: Proveer una imagen representativa de las condiciones medioambientales, presiones sobre el medio ambiente o las respuestas de la sociedad; Ser simple, fácil de interpretar y capaz de mostrar tendencias a lo largo del tiempo; Ser sensible a los cambios en el medio ambiente y en las actividades humanas relacionadas; Proveer una base para las comparaciones internacionales; Ser aplicable tanto a escala nacional como a escala regional; Tener umbrales o valores de referencia definidos con los cuales comparar el significado de los valores obtenidos.

b) Bondad analítica. Un indicador medioambiental debe: Tener buen fundamento teórico en términos técnicos y científicos; Estar basado en estándares internacionales y con consenso internacional acerca de su validez; Prestarse a su inclusión en modelos económicos, predictivos y sistemas de información.

c) Mensurabilidad. Un indicador medioambiental debe: encontrarse disponible a una ratio coste/beneficio razonable; estar adecuadamente documentado con información de calidad suficiente; ser actualizado en intervalos regulares de tiempo de acuerdo a procedimientos establecidos de antemano.

Según define Ott (1978; 1995), un indicador ambiental[207] es un medio para reducir una gran cantidad de datos a su forma más simple, manteniendo el significado esencial para las cuestiones formuladas a los datos. Asimismo, se puede interpretar como una medida estadística, variable, estimación o parámetro medioambiental (p.e.: emisión de SO_2) que provee información agregada, sintética, sobre un fenómeno (p.e.: lluvia ácida) más allá de la capacidad de representación propia. Esta información va ligada a los cambios en el estado del medio ambiente o de las actividades humanas que afectan al mismo. El significado anexo al indicador ambiental normalmente está unido a la definición de un *estándar ambiental*, por lo que los indicadores, además de reflejar el estado actual de una parte concreta de la realidad, pasan a tener un marcado carácter normativo.

3.2.1. Sistema de indicadores medioambientales. Modelo PER

El sistema de indicadores medioambientales es algo más que la simple suma de una serie de indicadores medioambientales, siendo respecto a éstos una realidad nueva y distinta. En terminología de Ott (1978; 1995), un conjunto de indicadores relacionados es definido como un *perfil de calidad ambiental.* Si cada indicador está referido a un problema específico (p.e.: lluvia ácida), el sistema de indicadores responde a un interés genérico y de totalidad. Es decir, el sistema tiene por objeto proveer de una información que es mayor y distinta de la que ofrece cada una de sus partes. En definitiva, se puede definir a modo de conjunto ordenado de cuestiones ambientales descritas mediante variables de síntesis cuyo objetivo es definir una visión integradora. Un sistema de indicadores medioambientales es un sistema de información ambiental vertebrado por:

a) Un núcleo específico de objetivos de información ambiental definidos por el proceso de toma de decisiones en que están inmersos.

b) Un conjunto de indicadores ambientales que transmiten información altamente agregada y de utilidad en el proceso de toma de decisiones que orienta el sistema.

c) Una organización analítica de orden y estructuración de los indicadores derivada de la utilidad que éstos deben prestar para la toma de decisiones.

d) Unos criterios de selección de indicadores.

e) Un procedimiento de elaboración del sistema con una interacción entre el método científico, las instituciones y los grupos sociales, cuyo resultado final debe ser la validación científica y socio-política del sistema elegido, para la credibilidad del mismo.

207. En Gallopín (1997) puede encontrarse una revisión sobre definiciones de indicadores ambientales.

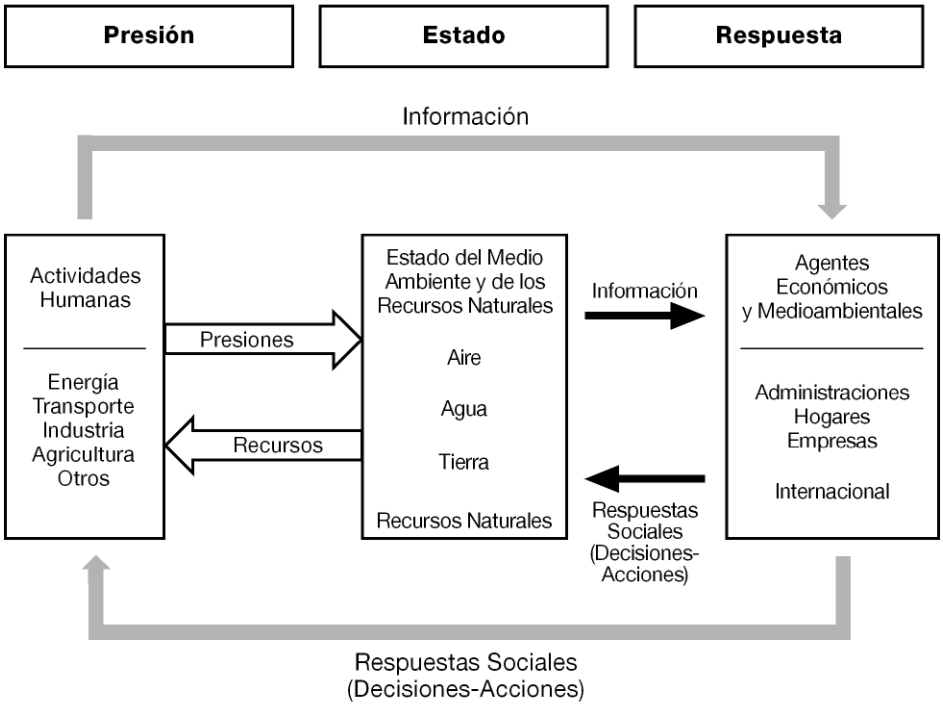
Al igual que se apunta más arriba, si un sistema de indicadores medioambientales no cuenta para su desarrollo con un modelo científico *a priori,* la coherencia y consistencia del mismo son cuestionables y dependerían únicamente de la utilidad social que se les concediera. Existen varios modelos de organización de los sistema de indicadores ambientales, siguiendo una estructura sectorial (agricultura, transporte, industria, etc.), por objetivos (sociales, económicos, etc.), por tipo de recursos (agua, tierra, biodiversidad, etc.). Existen tantas metodologías como propósitos o finalidades de medición de los mismos[208].

En el marco de los trabajos del Grupo sobre el Estado del Medio Ambiente de la OCDE (1994), destaca el modelo Presión-Estado-Respuesta (Figura 3.2.), desarrollado a partir del trabajo de Friend y Rapport (1979) sobre el modelo de estrés-respuesta aplicado a los ecosistemas. Este enfoque se basa en el concepto de causalidad[209] (Figura 3.3.): las actividades humanas ejercen PRESIONES sobre el medio ambiente y modifican la cualidad y calidad (ESTADO) de los recursos naturales. La sociedad responde a estos cambios a través de políticas ambientales, macroeconómicas y sectoriales (RESPUESTAS). Estas últimas producen una retroalimentación dirigida a modificar las presiones a través de las actividades humanas. En un contexto global, estos pasos forman parte de un ciclo de política de medio ambiente que incluye la percepción de los problemas y la formulación de políticas, así como el seguimiento y la evaluación de las mismas.

208. Una revisión de formas de organización de los sistemas de indicadores puede encontrarse en Hamilton (1991), Bartelmus (1994b), Hammond *et al.* (1995) y Adriaanse (1993).

209. Autores como Gallopín (1997) alertan sobre esta hipótesis de causalidad, considerándola más una necesidad taxonómica que una realidad funcional. Las interrelaciones entre los ecosistemas natural y humano son mucho más complejas, de difícil aislamiento, que las derivadas de secuencias lineales o causales. No obstante, la cadena causal es el enfoque más utilizado para analizar las interrelaciones entre la actividad humana y el equilibrio natural, sobre todo en las evaluaciones de impacto ambiental clásicas que siguen el método Leopold-Batelle utilizando matrices de causa-efecto.

Figura 3.2. Modelo Presión-Estado-Respuesta



FUENTE: OCDE (1993)

Dentro del modelo Presión-Estado-Respuesta (PER) se pueden distinguir tres tipos de indicadores:

a) Indicadores de PRESIÓN medioambiental. Describen las presiones de las actividades humanas sobre el medio ambiente, incluyendo la calidad y cantidad de los recursos naturales. Se puede distinguir entre indicadores de presión directa (presiones ejercidas de forma directa sobre el medio ambiente, normalmente expresadas en términos de emisiones o consumo de recursos naturales) e indicadores de presión indirecta (indicadores de estructura que reflejan actividades humanas que llevan a presiones directas sobre el medio ambiente).

b) Indicadores de condiciones o ESTADO medioambiental. Están relacionados con la calidad del medio ambiente y la cantidad y calidad de los recursos naturales. Proveen una visión de la situación actual del medio ambiente y su desarrollo a lo largo del tiempo, y no la presión sobre el mismo. Sin embargo, en muchos casos, la diferencia entre indicadores de presión y de estado es muy ambigua y suelen utilizarse en el mismo sentido.

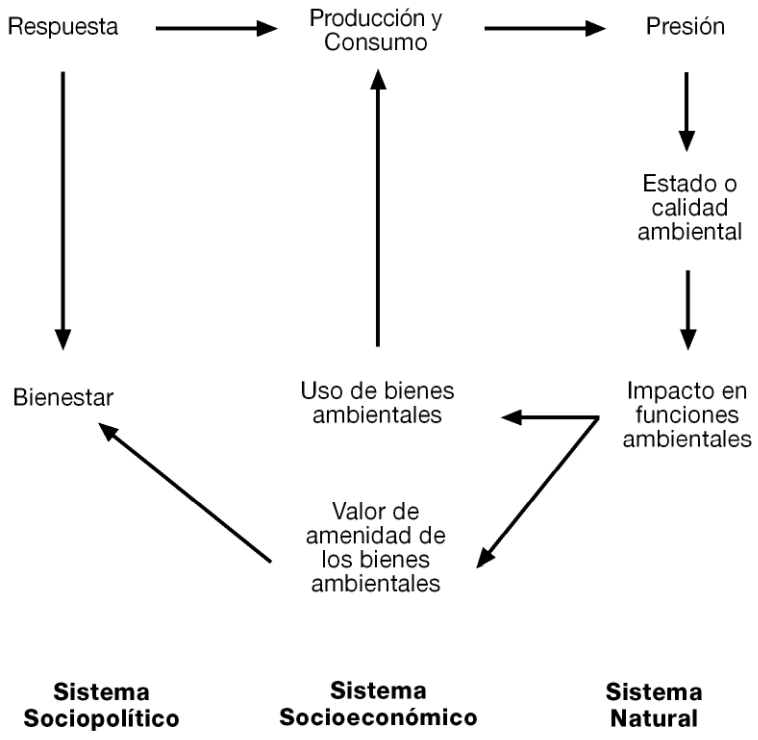
c) Indicadores de RESPUESTA social. Estos indicadores son medidas que muestran el grado en que la sociedad responde a los problemas y cambios en la calidad del medio ambiente. Las respuestas sociales están referidas a acciones individuales y colectivas que están dirigidas a mitigar, adaptar o prevenir los impactos negativos inducidos sobre el medio ambiente

y detener o reparar los daños ambientales ya producidos. Estas respuestas normalmente son recogidas mediante acciones para la preservación y conservación de los recursos naturales y ambientales, mediante la intervención pública. Conceptualmente, estos indicadores pueden considerarse en muchos casos de presión ambiental cuando se refieren al efecto de retroalimentación de las respuestas sociales sobre las presiones ambientales. Por ejemplo, una reducción de la emisión de gases que provocan el efecto invernadero puede considerarse como indicador de presión y de respuesta para el cambio climático. Idealmente, el indicador de respuesta ha de reflejar los esfuerzos de la sociedad en resolver problemas ambientales concretos.

Este marco de organización de indicadores permite por tanto la respuesta a las tres cuestiones básicas: ¿cuál es el estado del medio ambiente y su evolución?, ¿por qué está cambiando?, y ¿Qué medidas se toman en esa cuestión?. Esa es la razón por la que se trata del sistema más utilizado para realizar los informes de estado del medio ambiente, así como la política hacia la sostenibilidad.

El sistema PER es también aplicado desde 1995 en la mayoría de trabajos sobre indicadores medioambientales de Naciones Unidas (UNCSD, 1996), Banco Mundial (1995) o EUROSTAT. Naciones Unidas modifica ligeramente su nomenclatura: en vez de presión se refiere a "driving force", fuerza motriz, con idea de incorporar mejor las connotaciones sociales, económicas e institucionales del desarrollo sostenible. Cuando este modelo organizativo es aplicado no sólo a los indicadores medioambientales sino también de sostenibilidad, hay que señalar que los indicadores de PRESIÓN, ESTADO y RESPUESTA se refieren a los subsistemas ambiental, social, económico e institucional.

Figura 3.3. Cadena Causa-Efecto de las interacciones economía-medio ambiente

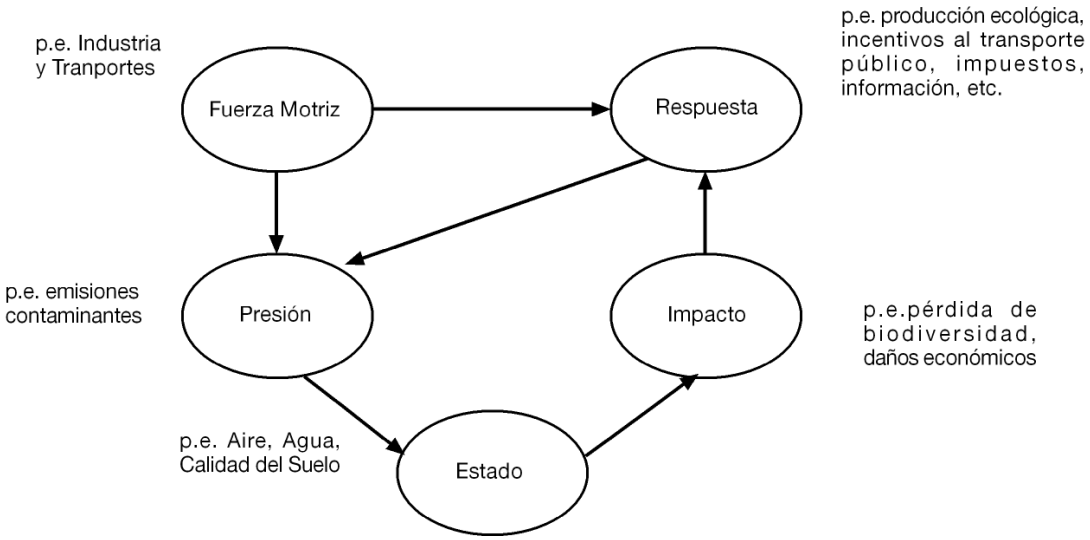


FUENTE: Kuik y Gilbert (1999)

Esta metodología general ha sido también modificada por UNEP y RIVM[210] en 1995 (Hardi y Zdan, 1997) que añaden la categoría de indicadores de impacto, constituyendo el llamado Marco Presión-Estado-Impacto-Respuesta. La Agencia Europea de Medio Ambiente por su parte distingue entre indicadores de presión e indicadores "fuerza motriz" o actividades motrices que generan la presión, definiendo el modelo Fuerza Motriz-Presión-Estado-Impacto-Respuesta (FMPEIR) que utiliza para los informes sobre el estado del medio ambiente en Europa (EEA, 1995; 1998; 1999) (Figura 3.4). En el reciente trabajo de los Indicadores de Presión Ambiental del proyecto TEPI (EUROSTAT, 2000) se constata el uso de la relación causa-efecto para diseñar el sistema de indicadores. No obstante, aparecen problemas derivados de la escala o ámbito de medida, existiendo indicadores no aplicables a la escala local[211].

El uso de este tipo de organización de indicadores en los informes sobre el estado del medio ambiente no parte del enfoque de análisis de sistemas o algún marco de modelización integrada (Lenz *et al.*, 2000). Este hecho implica que estos sistemas no estudian formalmente la integración vertical (entre causa y efecto) u horizontal (entre varias causas o varios efectos)

Figura 3.4. Esquema FMPEIR adoptado por la AEMA



FUENTE: EEA (1995)

210. Instituto Nacional de Salud Pública y el Medio Ambiente de los Países Bajos.

211. En Isla (2000) se realiza un análisis de la viabilidad de la aplicación de este tipo de estructura de indicadores (extensiones del modelo PER) a la esfera local.

3.3. Indicadores de desarrollo sostenible. Referencia al caso urbano

Emparentados con la amplia familia de indicadores medioambientales, los llamados indicadores de desarrollo sostenible, o simplemente indicadores de sostenibilidad, han experimentado un considerable auge[212], sobre todo desde el lanzamiento de la Agenda 21 (UNCED, 1992) y la vasta selección de indicadores de desarrollo sostenible realizada por Naciones Unidas en su "libro azul" (UNCSD, 1996) organizados según una variante de la metodología PER.

Dada la multiplicidad y heterogeneidad de las medidas de sostenibilidad, no existe un consenso en este sentido (Hammond *et al.*, 1995; Hinterberger *et al.*, 1997; Lenz *et al.*, 2000), máxime cuando este tipo de indicadores se aplica desde la escala local[213] a la internacional[214], pasando por la nacional[215].

Detrás de cada propuesta de indicadores se encuentra una determinada conceptualización del desarrollo sostenible. En la Conferencia sobre "Medida del Desarrollo Sostenible", realizada en Bellagio (Hardi y Zdan, 1997), se destacó que cualquier proceso de medida y evaluación de la sostenibilidad ha de guiarse por una visión operativa del desarrollo sostenible basada en unos objetivos muy claros, sobre la base de un enfoque comprehensivo u holístico. Su finalidad es indicar de alguna forma si las actividades humanas, el uso de recursos naturales o determinadas funciones ambientales pueden considerarse sostenibles de acuerdo a algún criterio de sostenibilidad *ad hoc*. En definitiva, miden la brecha existente entre el desarrollo actual y aquel definido como sostenible (Opschoor y Reijnders, 1991), medida que está claramente sesgada hacia los valores básicos de la sociedad actual.

Como corolario al análisis realizado en los dos capítulos anteriores, si la sostenibilidad se considera un objetivo eminentemente realista o aplicado, debe ser posible medir el acercamiento a la misma. La elección de los indicadores no es un asunto meramente técnico, pues si bien inicialmente son resultado de los objetivos políticos, acaban conformando y encorsetando los mismos, excluyendo prácticamente otros indicadores[216]. Como señala la Comisión Europea (CCE, 1996:46), "el procedimiento de determinación de indicadores influirá en la formación de nociones sobre lo que es el desarrollo sostenible". Un sistema de indicadores distorsionado bien por la escasa información existente, bien por el mal entendimiento de sus interrelaciones, puede provocar concepciones erróneas de la sostenibilidad.

La Agenda 21 de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio ambiente y Desarrollo (UNCED) considera la función estos indicadores en su capítulo 40: "Se necesitan desarrollar indicadores de desarrollo sostenible para dotar de bases sólidas la toma de decisiones a todos los niveles y contribuir a la sostenibilidad autoregulada de los sistemas que integran el desarrollo y el medio ambiente."

No obstante, no se ha de abandonar la investigación de las interrelaciones entre los ecosistemas naturales y artificiales. En este sentido, Boisvert *et al.* (1998) definen los indicadores de sostenibilidad como el resultado del compromiso entre el conocimiento científico disponible y las necesidades de información ambiental en la toma de decisiones. Reconociendo las limitaciones de los análisis globales, el interés de los indicadores de sostenibilidad es cuantificar los impactos y los resultados en ámbitos específicos en materia de desarrollo sostenible.

3.3.1. Principales aproximaciones metodológicas

Kuik y Gilbert (1999) realizan un intento de sistematizar las distintas aportaciones en materia de indicadores de sostenibilidad. Para ello distinguen tres grupos:

a) Indicadores agregados. Se expresa el indicador en una métrica común, normalmente en términos monetarios (PNB corregido, Ahorro genuino o auténtico, IBES, etc.) o energéticos (exergía, emergía, etc.).

b) Indicadores socioeconómicos e indicadores ambientales. Se utilizan indicadores diferenciados para

212. Destacan los trabajos de Liverman *et al.* (1988), Kuik y Verbruggen (eds.)(1991), Opschoor y Reijnders (1991), Adriaanse, A. (1993), Hammond *et al.* (1995), Bakkes *et al.* (1994), Moffatt (1994; 1996), World Bank (1996), UNCSD (1996), WWF/NEF (1994), Hardi *et al.*(1997), Moldan y Billharz (1997), Bell y Morse (1998), Nilsson y Bergström (1995) y Pykh *et al.* (1999), entre otros.

213. Ejemplos como el de Seattle Sostenible han servido de inicio para el desarrollo de medidas locales de la sostenibilidad. El apartado 3.4. se centra en este particular.

214. Han de referenciarse los sistemas de indicadores de desarrollo sostenible de Naciones Unidas (UNCSD, 1996), de la OCDE (OECD, 1994; 2001c) o de la Unión Europea (EUROSTAT, 1998; 2000; EEA, 2000).

215. Entre otros casos sobresalen las experiencias que en materia de indicadores ambientales de sostenibilidad han llevado a cabo Holanda (Brink, 1991), Reino Unido (HMSO, 1996a) o Canadá (Environment Canada, 1991).

216. Este proceso se ha dado con el uso del Producto Interior Bruto (PIB) como medida única del desarrollo, con lo cual normalmente las políticas socioeconómicas se referencian a los logros alcanzados en términos de crecimiento del PIB, sin consideraciones distributivas u otras que incluyan las externalidades ambientales por ejemplo.

los subsistemas socioeconómico y ambiental, aunque íntimamente ligados por relaciones causales. Se trata del enfoque PER de la OCDE, también seguido por Naciones Unidas, así como el sistema de indicadores de presión de la Unión Europea (EUROSTAT, 2000) entre otros.

c) Indicadores "libres". En esta categoría se incluyen aquellos otros indicadores que se refieren a cualquier aspecto de la relación medio ambiente-desarrollo con utilidad para la toma de decisiones. El ejemplo más conocido es el sistema de indicadores de Seattle Sostenible (Sustainable Seattle, 1995), con numerosos indicadores relativos a estilos de vida sostenible.

Para la esfera urbana, Alberdi (1996) reconoce que, si se persigue el objetivo de medir la sostenibilidad, se ha de completar el análisis clásico de indicadores medioambientales y de calidad ambiental con unos indicadores más sofisticados. Éstos han de reflejar la capacidad del sistema urbano para absorber el estrés ambiental generado por las actividades humanas. Alberdi propone cuatro áreas para los indicadores de sostenibilidad:

a) Indicadores de fuente. Referidos al agotamiento de los recursos usados por la actividad humana en referencia a sus estados naturales y procesos biológicos necesarios para sostenerlos (p.e.: consumo urbano de agua en relación al consumo del ecosistema natural).

b) Indicadores de sumidero. Definidos para evaluar la capacidad del medio ambiente para absorber las emisiones y los residuos (p.e.: inmisiones de ozono).

c) Indicadores de sistema de soporte ecológico. Destinados a controlar las variaciones en los sistemas naturales soporte de la vida. En el medio urbano pueden referirse a pérdida de biodiversidad en la escala local.

d) Indicadores de impacto humano y bienestar. De gran uso, estos indicadores se refieren a la medida de los problemas locales en materia de salud pública, desempleo, desigualdad, vivienda, etc.

Para ganar en claridad expositiva, las aportaciones realizadas se pueden agrupar básicamente en tres grupos: indicadores de sostenibilidad física, de sostenibilidad integral e índices de sostenibilidad.

3.3.1.1. Indicadores de sostenibilidad física

Opschoor y Reijnders (1991) diferencian los indicadores de sostenibilidad física, respecto de los meramente medioambientales, en base a que los primeros reflejan no sólo las condiciones y presiones medioambientales, sino también el grado en que ciertas presiones o impactos sobre la Tierra pueden afrontarse a largo plazo sin afectar las estructuras y procesos básicos para la vida. Estos autores los definen como auténticos indicadores de "viabilidad ecológica", considerándolos a modo de indicadores "normativos" al relacionar o medir la distancia entre el desarrollo actual u "objetivo" y las situación de referencia o condiciones de desarrollo ideales[217].

El interés no radica por tanto en el conocimiento de, por ejemplo, los niveles concretos de CO_2 de la atmósfera, sino en relacionarlos en términos de distancias con los objetivos de política definidos acerca de emisiones máximas o capacidad de carga crítica, para poder responder así a preguntas como: ¿puede continuar desarrollándose la región siguiendo los mismos patrones como hasta ahora?; ¿son necesarias medidas urgentes para reducir los niveles de contaminación?; ¿está avanzando la sociedad hacia el desarrollo sostenible?.

Opschoor y Reijnders (1991:19) perfilan unos pasos lógicos para seleccionar los indicadores físicos necesarios a la hora de construir los indicadores de sostenibilidad:

a) Identificar los principales elementos naturales del capital medioambiental y sus interacciones: ecosistemas, sistemas soporte de vida, ciclos bio-geo-químicos e hídricos, diversidad biológica, hábitats, y los niveles de integridad (grado de completo y natural) y pureza (grado de polución).

b) Identificar las características económicamente relevantes entre estos elementos y sus relaciones con las actividades económicas (como inputs y como receptores de outputs y residuos de estas actividades).

c) Seleccionar aquellos elementos que cuantitativa y cualitativamente muestran un mayor riesgo. Asimismo, se han de analizar dichos elementos en términos de su significación en los sistemas soporte de la vida, así como las opciones de sustitución de dichos recursos en las actividades económicas.

d) Determinar los niveles críticos/estándares/objetivo (Liverman *et al.*, 1988) con respecto a los elementos seleccionados anteriormente en relación a las nociones de sostenibilidad y diversidad biológica mínima a mantener (principio de precaución y estándar mínimo de seguridad).

217. Una característica inherente a este tipo de indicadores es la necesidad de recoger las interrelaciones entre problemas complejos asociados a los sistemas socio-ecológicos (Gallopín, 1997). Estas relaciones pueden ser en términos físicos o energéticos.

e) Construcción de indicadores que reflejen el desarrollo de capital medioambiental de los elementos seleccionados, construyendo variables agregadas o recogiendo items específicos de dicho conjunto.

Los indicadores finalmente elaborados en este último paso pueden expresarse en términos de flujos, tasas de crecimiento o tasa de desviación respecto al umbral/objetivo/estándar.

Una aportación similar a la anterior es la desarrollada por Adriaanse (1994). En este modelo se identifican los determinantes del desarrollo sostenible agrupados en tres dimensiones: ambiental, económica y social. Para cada dimensión se establecen temas específicos sobre los cuales se definen niveles de sostenibilidad y valores objetivo o umbrales. Posteriormente se elabora un índice a partir de los mismos.

Por otra parte, en CMA (2001a) se diferencian varias funciones necesarias en un sistema de indicadores físicos o ecosistémicos para el desarrollo sostenible urbano:

a) Indicadores de Estado y de Flujo. Han de describir los parámetros básicos del modelo de desarrollo urbano.

b) Umbrales de Carga. Se trata de los límites físicos o temporales, necesarios para saber a partir de qué momento no son sostenibles ciertos consumos energéticos, ciertas emisiones o generación de residuos, o simplemente la deforestación derivada de la urbanización. También conocidos como niveles soportables de carga y normalmente son específicos a cada entorno urbano.

c) Verificadores o Indicadores de Control. Son los indicadores de síntesis que relativizan los indicadores de estado y de flujo a los umbrales de carga, valorando el grado de avance hacia pautas de desarrollo calificadas en la actualidad de sostenibles.

218. Para poder analizar así las relaciones de causalidad que definen la evolución de la calidad ambiental o de la realidad social.

219. La definición de principios operativos es una práctica muy común entre los defensores de la sostenibilidad fuerte, dado que permite una aproximación al concepto de desarrollo sostenible a partir de sus componentes (véase Moffatt, 1996; Daly, 1989; 1990).

220. Ayres (1996) realiza el mismo proceso, definiendo en primer lugar unos principios operativos para la sostenibilidad global, propios de un enfoque de sostenibilidad fuerte, para en segundo lugar seleccionar unos indicadores representativos de las tendencias en referencia a esos principios.

3.3.1.2. Indicadores de sostenibilidad integral

Como ya se ha comentado, los efectos de la insostenibilidad de los modelos de desarrollo actuales se plasman en una serie de externalidades no sólo ambientales, sino también socioeconómicas. La crítica tradicional a los indicadores económicos y monetarios se basa en que los mismos no ofrecen información sobre estas externalidades. Los indicadores sociales aplicados a la cuestión de la sostenibilidad, pudiendo referirse a los mismos como indicadores sociales de sostenibilidad (Azar *et al.*, 1996; Scott *et al.*, 1996), tratan precisamente de realizar la recogida de información multidimensional (inventario) necesaria para la toma de decisiones en materia de política ambiental y de sostenibilidad. La necesidad de elaborarlos de forma científica, así como la sistematización en su actualización y revisión[218], son aspectos fundamentales.

En concreto, Azar *et al.* (1996) desarrollan un sistema de indicadores no referidos estrictamente a la calidad ambiental o al estado del medio ambiente, sino que tratan de reflejar actividades sociales. Para ello se parte de una serie de cuatro principios operativos[219] de una sociedad sostenible que relacionan las actividades humanas con la Ecosfera en términos de: generación de substancias contaminantes, mantenimiento de la biodiversidad y uso eficiente de los recursos[220].

Fricker (1998) señala que las medidas de sostenibilidad son una "amalgama de indicadores sociales, económicos y medioambientales". Los indicadores de sostenibilidad pueden considerarse el último exponente de la familia de indicadores sociales, que tratan de encontrar medidas alternativas a las económicas o estrictamente ambientales a la hora de explicar la interacción entre desarrollo socioeconómico y efectos sobre el medio ambiente, así como los procesos de cambio necesarios en el modelo de desarrollo actual para alcanzar pautas sostenibles.

En primer y destacado lugar dentro de esta visión social e integradora, la mayoría de autores apuestan por la ampliación del enfoque PER de la OCDE para que considere no únicamente los indicadores ambientales, sino también los referidos a las cuestiones sociales, económicas e institucionales. Se trata del enfoque FMER (Fuerza Motriz-Estado-Respuesta) desarrollado por Naciones Unidas en el "libro azul" de indicadores de desarrollo sostenible (UNCSD, 1996) o el Banco Mundial con los indicadores de "monitoring environmental progress (World Bank, 1995; 1997).

Desde la UNCSD se definen un total de 130 indicadores para el nivel nacional (véase UNCSD, 1996). La ventaja principal de este enfoque es que permite clasificar los indicadores relacionándolos con los capítulos de la Agenda 21 marcados como objetivos generales de la sostenibilidad, no obstante, también se realizan críticas a esta aproximación (Hardi *et al.*, 1997), centradas básicamente en el hechos de que no profundiza en las relaciones entre objetivos (careciendo por tanto de la visión holística) y que no selecciona un conjunto manejable de indicadores, siendo más un menú de indicadores para áreas específicas siguiendo una clasificación muy ambigua.

Una segunda vía (Bartelmus, 1994b) es el uso de un reducido conjunto de indicadores de índole ambiental y socioeconómica que sirvan de "testigo" o "alerta" para medir el grado de consecución de la sostenibilidad en una parcela concreta del desarrollo (vivienda, agua, empleo, etc.). Un claro ejemplo se encuentra en la elaboración de los indicadores de cabecera de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2000). Asimismo, resulta muy común el uso de un grupo mucho más limitado de indicadores, sin referenciar a ningún ámbito concreto. Esta opción, si bien deja de lado importantes consideraciones metodológicas, por otra parte sí cumple una clara función social, informando a la comunidad de referencia de los avances hacia un concepto de sostenibilidad muy poco estricto (Bell y Morse, 1998).

Una tercera alternativa es el uso de modelos para relacionar los indicadores sociales, económicos y ambientales. Rutherford (1997) distingue entre cinco posibles modelos:

a) Modelos de correlación. Con este tipo de análisis se consigue reducir el número de variables que son relevantes en la toma de decisiones, describiendo las relaciones entre un gran número de variables. Sin embargo, no consideran más que la correlación lineal, no explicando las causas por las que ciertas variables muestran dicha covariación (no diferencia entre causa y efecto).

b) Modelos Input-Output. De gran tradición en Economía, estos modelos permiten trabajar con flujos monetarios y materiales, considerando las interrelaciones sectoriales de forma determinista (estática) y lineal. Las relaciones no lineales o los efectos de retroalimentación no son considerados de forma dinámica, por tanto no se recogen apropiadamente.

c) Modelos de sistemas complejos y conceptuales. Este tipo de modelización está basado en ecuaciones de estado que reflejan relaciones entre variables. Permite el tratamiento de relaciones no lineales y el estudio de la retroalimentación del sistema. La simulación y la predicción son dos de las principales utilidades de estos modelos que sin embargo chocan con problemas como el impredecible comportamiento humano a la hora de modelizar las relaciones entre los indicadores sociales y el resto.

d) Modelos de Escenarios. Sobre la base de los métodos anteriores es posible la definición de escenarios alternativos utilizados para considerar los distintos efectos derivados de la toma de decisiones en materia de las variables consideradas.

3.3.1.3. Índices de sostenibilidad

De cara a la toma de decisiones, resulta muy útil manejar una única medida que sintetice la información considerada en materia de desarrollo. No obstante, han de valorarse también los inconvenientes de toda medida sintética, ya mencionados en el capítulo anterior en referencia a las críticas sobre el PNB en particular. La construcción de índices o indicadores sintéticos de sostenibilidad persigue la medición del grado de avance hacia el objetivo del desarrollo sostenible en términos genéricos, de ahí que la pérdida de información derivada del uso de un numerario común para agregar los indicadores, no siempre sea relevante. Sin embargo, se plantean problemas ya conocidos derivados de la heterogeneidad de los mismos, así como la simplificación excesiva, lo cual dificulta el poder recoger todas las interrelaciones entre los subsistemas (Gallopín, 1997). El procedimiento más sencillo dentro de lo habitual para elaborar un índice es[221]:

a) Selección de las variables: X_{ij} = valor que toma la dimensión *j* en el caso *i*.

221. Otras técnicas para obtener índices se derivan del escalamiento multidimensional. Los procedimientos más habituales son (Grimm y Wozniak, 1990): índice sumativo (agregando los valores 1 para variables binarias); escalamiento Likert (puntuando los indicadores de 1 a 5 o de 0 a 4 y agregando los resultados); escalamiento factorial (basado en el modelo factorial y el uso del coeficiente de correlación); análisis del escalamiento Guttman (buscando estructuras únicas en el 90-95% de los casos revisados); coeficiente de reproducibilidad (% de respuestas que reflejan una estructura única o de Guttman); y escalamiento Thurstone, por ejemplo.

b) Estandarización de las variables: Para evitar los efectos de escala y unidad de medida o referenciar a un valor objetivo. Por ejemplo:

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - \overline{X}_j}{S_{ij}}$$

c) Ponderación y agregación. Por ejemplo:

$$A_i = \sum_{j=1}^{j} W_j \cdot Z_{ij}$$

d) Estandarización de las puntuaciones de los casos. Por ejemplo:

$$I_i = \frac{A_i - \overline{A}}{S}$$

Derivado de los problemas de inconmensurabilidad y pérdida de información que aparecen al expresar los indicadores en una escala común monetaria o energética, resulta una alternativa interesante el uso de técnicas multicriterio para la ponderación y agregación de información multidimensional (Munda *et al.*, 1994). Sin embargo, estos métodos están llenos de subjetividad en la ponderación de los distintos aspectos de la sostenibilidad y suelen dar como resultado diferentes opciones (Kuik y Gilbert, 1999).

Para evitar este hecho, es necesario que estén relacionadas las reglas de agregación de los indicadores simples con las reglas que definen las interrelaciones entre el conjunto de indicadores seleccionados, constituyendo un auténtico modelo de la realidad. En este sentido, Gallopín (1997) apuestas por la selección de indicadores que representen variables o propiedades del sistema completo, es decir, indicadores holísticos.

Para la obtención de indicadores de síntesis puede seguirse uno de los siguientes procesos (Bartelmus, 1994a:66): agregación objetiva o matemática, mediante técnicas de Análisis Factorial; superposición gráfica de los indicadores; medida directa de los componentes de los indicadores con pesos implícitos en el modelo; y selección de ponderaciones exógenas sobre la base de determinadas hipótesis.

En particular, para el uso de las ponderaciones se puede diferenciar entre:

a) La medida de la distancia de los indicadores simples con respecto a un nivel de referencia. Habitualmente son cuatro las posibles referencias: el nivel objetivo marcado por la política hacia la sostenibilidad, el nivel máximo (mínimo) observado, el valor de umbral que ponga en peligro el recurso en concreto o la calidad del mismo (p.e.: estándar mínimo de seguridad), o el nivel medio observado[222].

b) La opinión de expertos cualificados o bien el reflejo de las preferencias sociales en base a algún tipo de encuesta. Según Mega y Pedersen (1998:5) esta tarea es muy complicada, "dado que los indicadores han de ponderarse de acuerdo a su contribución a los niveles de sostenibilidad".

A la hora de construir una medida sintética, la práctica generalizada se centra en resumir la información considerada en un conjunto de indicadores determinados[223] Opschoor y Reijnders (1991), así como Nijkamp y Vreeker (2000), aconsejan partir de umbrales o valores de referencia, lo que permite usar esas disparidades o distancias respecto a los valores reales como medidas adimensionales, facilitando su agregación.

Ante el auge en el uso de índices de sostenibilidad, autores como Victor (1994), argumentan que, dada su naturaleza aditiva, la bondad de los mismos para aproximar la sostenibilidad depende del grado de sustituibilidad o complementariedad entre los distintos tipos de capital (natural, artificial y humano). Si hay límites en la sustituibilidad, será necesario establecer indicadores específicos para los mismos.

3.3.1.4. Selección de indicadores y valores de referencia

Cuestiones comunes a la mayoría de metodologías son la definición de indicadores y de los valores de referencia. Kuik y Verbruggen (1991), así como Bergh y Verbruggen (1999), enumeran un conjunto de criterios operativos para los indicadores de desarrollo sostenible:

a) Ser su procedimiento de cálculo objetivo y científico.

222. Existen multitud de alternativas para la ponderación, entre las que se puede destacar también la denominada "punto de correspondencia" (Drewnoski, 1970), consistente en establecer para cada indicador un intervalo limitado por un mínimo y un máximo arbitrarios y calcular el nivel alcanzado como porcentaje de dicho intervalo: $(x_i - x_{min} / x_{max} - x_{min})$ 100. A pesar de las críticas a este método (Ivanovic, 1974), si los límites están bien estimados (mínimo y máximos empíricos), los resultados son más que aceptables.

223. Véanse por ejemplo las medidas agregadas comentadas en el capítulo anterior (el ISEW, el GPI, el Índice de Sostenibilidad Medioambiental del World Economic Forum), así como análisis empíricos como el realizado en Bergh y Veen-Groot (1999).

b) Estar relacionados con unos objetivos claros y específicos.

c) Tener una interpretación clara y entendible para los no-científicos.

d) Han de cubrir el funcionamiento, la dinámica y la estructura del sistema como un todo.

e) Han de estar basados en unos parámetros cuyos valores sean estables en un período de tiempo suficientemente largo.

Boisvert *et al.* (1998) añaden los siguientes:

a) Han de estar construidos en una escala espacial y temporal relevante para los fenómenos naturales y socioeconómicos.

b) Han de incluir la dimensión distributiva para analizar los problemas de equidad intra/intergeneracional.

c) Han de especificar valores umbral o límite que permitan la evaluación de la desviación entre el actual estado y la evolución determinada por la norma u objetivo deseado.

Si bien la mayoría de autores utilizan los indicadores cuantitativos en la definición de indicadores de sostenibilidad[224], Gallopín (1997) considera preferibles los indicadores cualitativos (aunque puedan expresarse en forma cuantitativa) frente a los cuantitativos en los siguientes casos: cuando no se disponga de información cuantitativa; cuando el atributo objeto de interés es no cuantificable de forma inherente; o cuando las consideraciones de coste sean determinantes.

Esta idea se complementa con el hecho generalizado de la falta de datos y la poca calidad de los mismos, tal y como atestiguan todos los anexos metodológicos de los trabajos realizados en materia de indicadores de sostenibilidad. Este problema condiciona sin duda el uso posterior de esta información en modelos de toma de decisiones, por lo que es necesario trabajar con enfoques probabilísticos centrados en el análisis de las políticas generales y las interrelaciones entre sistemas ecológicos y humanos, más que en la predicción de indicadores específicos. En este sentido Rutherford (1997:57) afirma que "se ha de conceder un mayor énfasis al uso de información incompleta o cualitativa, incluyendo modelos de lógica difusa, modelos de redes neuronales y otras técnicas no estadísticas parecidas".

Respecto a los valores de referencia, Gallopín (1997) diferencia a nivel conceptual los posibles tipos:

a) Estándar/Norma/Benchmark. Se refieren al estado o valor establecido deseable por la autoridad o el consenso social. Asimismo, puede considerarse a su vez como un valor de referencia técnico usado para medir. Algo que sirve de estándar por los que otros miden o juzgan.

b) Valor Objetivo. Aluden explícitamente a la intención, representando un valor (o intervalo), no necesariamente observado, que se espera alcanzar como objetivo final de la política a implementar.

c) Umbral. De naturaleza más técnica, representan valores pasados los cuales algo es cierto o toma lugar.

Como ya se comentó anteriormente, del Informe Brundtland se deriva una definición en términos absolutos de la sostenibilidad. Aproximadamente, se puede identificar como el estado objetivo caracterizado por el mantenimiento estricto de los niveles de desarrollo y calidad ambiental para las generaciones futuras. Según esto último, es necesario determinar unos criterios de evaluación de los avances hacia la sostenibilidad en términos objetivos y absolutos. Una posibilidad reside en la determinación de estándares en todos los indicadores que finalmente se seleccionen como necesarios para la medida de la sostenibilidad.

El reconocimiento de la existencia de discontinuidades o "umbrales ecológicos", hecho diferencial en muchas ocasiones de la Economía Ecológica frente a la Economía Ambiental o de los Recursos Naturales (Turner, 1999), permite su utilización como piedra de toque o referencia en la medición de las pautas de desarrollo sostenible. En parecidos términos Van Pelt (1993) se refiere a las "limitaciones de sostenibilidad", auténticos niveles frontera que han de expresarse en forma de parámetros mensurables a determinada escala geográfica y temporal. Sin embargo, los estudios realizados al respecto manifiestan la dificultad en la definición de estos valores concretos (Muradian, 2001; RIVM, 1995). Como señalan Nijkamp y Vreeker (2000), estos parámetros no siempre son cuantitativos, encontrándose con el problema de tratar con información subjetiva, difusa o incompleta.

Nijkamp y Vreeker (2000) definen estos estándares como "valores umbral críticos", entre los que se

224. OECD (1993), Adriaanse (1993), Hammond *et al.* (1995), World Bank (1995), etc.

engloban los conceptos analizados como el de estándar mínimo de seguridad, nivel de explotación sostenible, capacidad de carga, etc. Según estos autores, un valor umbral crítico para el desarrollo sostenible es definido como "el valor numérico normativo de un indicador de sostenibilidad que asegura el equilibrio con la capacidad de carga del medio ambiente de la región objeto de estudio" (Nijkamp y Vreeker, 2000:10). El umbral mínimo U_i denominado a veces "umbral de veto". Este valor indica el nivel mínimo de cada indicador, por debajo del cual, incluso si los demás indicadores son muy positivos, se ha de clasificar la situación como de insostenible.

Otros autores (Hanley, 2000) hacen hincapié en el hecho de que aún no exista una medida del desarrollo sostenible establecida operativamente como oficial, por lo que los avances hacia la determinación de estándares ha de realizarse con extrema cautela[225], siendo precedido de un considerable esfuerzo en materia de contabilidad ambiental.

Para evitar precisamente esta definición objetiva de la sostenibilidad, en la mayoría de estudios se apuesta por la elaboración de índices basados en una definición relativa, comparando a la mejor situación existente en el ámbito de estudio para cada indicador de base. Otra opción en desarrollo es partir de una concepción subjetiva de la sostenibilidad, comparando respecto a la percepción existente sobre determinados aspectos del desarrollo sostenible[226].

Comentario aparte merece la consideración temporal de este tipo de indicadores. Si bien es posible que estén orientados en principio a la comparación en el espacio más que en el tiempo, sería necesario que los indicadores de sostenibilidad permitieran mostrar los cambios a lo largo del tiempo, dada la dimensión temporal inherente al concepto de sostenibilidad absoluta (Gallopín, 1997).

Derivado de todo lo anterior se constata la importancia de seleccionar un criterio idóneo para determinar los valores de referencia en cada caso. En este sentido, Bosch (2001) realiza un interesante meta-análisis de los distintos sistemas de referenciación alternativos barajados por la Agencia Europea de Medio Ambiente para la elaboración de los indicadores principales o cabecera (EEA, 2000).

Sobre la base de una serie histórica de nueve años para cada indicador, Bosch analiza los resultados derivados de las distintas formas de puntuar los indicadores: comparándolos según su distancia al valor objetivo, al valor medio, y finalmente al valor máximo (o mínimo). La principal conclusión obtenida por este autor es que el método de referencia no influye en la tendencia observada en los datos (el perfil de la curva), sino en la posición relativa de las curvas para cada país. Si se selecciona como valor de referencia el valor objetivo, este método penalizará a los países con una política ambiental con niveles objetivo más ambiciosos. En relación a la comparación con la media y con el valor máximo o mínimo, se obtienen resultados similares en la ordenación de países, no obstante claramente influenciados por el tipo de normalización (relativizar los indicadores en términos del PNB o de la población beneficia por ejemplo a unos países más que a otros, escondiendo mediante la estructura de la economía la tendencia real del hecho ambiental en sí).

3.3.2. Algunas metodologías específicas

En la práctica, se trata de unos indicadores claramente orientados a la toma de decisiones y a las respuestas sociales derivadas de aquellas, más que a la descripción exhaustiva de la relación entre los ecosistemas naturales y artificiales o humanos, o el análisis a largo plazo de dicha relación. Es quizás por esta razón, su utilidad social y política, que no exista una metodología única en materia de indicadores de desarrollo sostenible, pues realmente ésta depende del concepto y modelización de la sostenibilidad que se realice previamente. A continuación se exponen otros marcos conceptuales relevantes a escala internacional que destacan por su utilidad práctica.

3.3.2.1. Indicadores situacionales, vectoriales, orientativos y dinámicos

Gallopín (1996) desarrolla una metodología aplicada al análisis de los ecosistemas agrarios y extrapolable a la problemática general de la sostenibilidad. Se trata de indicadores que utilizan conjuntamente la información sobre la disponibilidad y uso actual de los recursos. Definidos de forma lingüística, se refieren a la "sostenibilidad de la utilización". Para cada recurso se

225. Desde el punto de vista estadístico, Custance y Hillier (1998) previenen de que en muchos casos no existen tales valores de referencia, o bien están basados en procedimientos estadísticos inadecuados (Barnett y O'Hagan, 1997).

226. Se refiere a la percepción subjetiva de la sostenibilidad que tienen los ciudadanos, explicitada mediante valoración contingente, por ejemplo, en base a su propensión a pagar por conseguir unos objetivos concretos de la sostenibilidad (Mega y Pedersen, 1998).

define un indicador situacional relacionando el actual uso del mismo con el estado (disponibilidad, calidad) del mismo.

Este indicador está expresado en forma de vector (información sobre la magnitud y la dirección), muy usados en meteorología y oceanografía. La utilidad de los indicadores vectoriales es que permiten mostrar relaciones o flujos en el espacio, así como tendencias a lo largo del tiempo (Dahl, 1997b), mostrando la dirección y la velocidad de los movimientos con referencia a una meta concreta.

Bossel (1996; 1999) desarrolla unos indicadores basados en la Teoría de la Orientación. Para ello adopta una posición muy crítica sobre los sistemas de indicadores de desarrollo sostenible, estimando que sus dos principales requisitos se centran en que han de informar sobre el estado y la "viabilidad" del sistema global, indicando la "posición" actual con respecto al objetivo final del desarrollo sostenible. Los indicadores son seleccionados en base a su capacidad para dar respuestas a una serie de preguntas relativas a la satisfacción básica de su orientación (o criterio clasificador) con respecto a los intereses de los componentes del sistema o al sistema en su conjunto. Los indicadores son agrupados en base a su orientación con respecto a la viabilidad del sistema en los siguientes ámbitos: existencia, necesidades psicológicas, efectividad, libertad de acción. Seguridad, adaptabilidad y coexistencia.

Los indicadores dinámicos tratan de resolver el punto débil de los indicadores estáticos: la consideración de la tendencia. Un indicador dinámico considera intrínsecamente la tendencia, como por ejemplo, la evolución del consumo de energía en relación a la renta familiar, pudiéndose expresar en términos de elasticidad.

3.3.2.2. Modelo AMOEBA y Mapas de Evaluación de la Sostenibilidad

Uno de los primeros y más conocidos sistemas de organización de la información para el análisis de la sostenibilidad es el desarrollado para el Plan Hidrológico de Holanda de 1989 por Brink y Hosper (1989) y Brink (1991), siendo aplicado en diversos ámbitos (Wefering *et al.*, 2000). Se trata de "un método general de descripción y gestión de ecosistemas" en base a indicadores, seleccionando una serie de variables-objetivo sobre las que determina cuantitativamente tanto el valor actual como el valor de referencia que han de tomar para asegurar la sostenibilidad del ecosistema. Se representan dichas variables en un diagrama circular tipo "radar" o "ameba" en el que se dibuja una silueta en base a las distancias entre los valores de referencia y los actuales. Esta disparidad se puede utilizar para medir el grado de sostenibilidad actual, estableciendo los impactos que sobre el ecosistema tienen los distintos escenarios a la hora de la toma de decisiones.

Este tipo de modelización ha evolucionado hasta los llamados Mapas de Evaluación de la Sostenibilidad (SAM/MES) que constituyen una herramienta gráfica para mostrar información para evaluar los avances hacia la sostenibilidad derivados de cierta decisión o proyecto de inversión (Clayton y Radcliffe, 1996). De igual forma que el modelo AMOEBA, se seleccionan las dimensiones importantes del problema que son representadas en ejes.

3.3.2.3. Modelo ABC. Indice de Sostenibilidad Europeo (ISE)

Esta metodología desarrollada por el Instituto Internacional para el Medio Ambiente Urbano (IIUE) supone un buen ejemplo de sistema de indicadores urbanos de desarrollo sostenible, estructurado según un modelo (ABC) y una tipología de indicadores (tres dimensiones), mediante los cuales se crea un índice final (ISE), el cual mide el progreso hacia la sostenibilidad urbana (IIUE, 1994).

El ISE se determina a partir de una serie de indicadores de tres dimensiones:

a) Flujo de recursos o serie de materiales, bienes, comida, energía y agua (y sus flujos de polución y residuos).

b) Pautas de uso de la tierra, tráfico, transporte y su impacto en el ecosistema y el paisaje.

c) Calidad ambiental urbana, del agua, aire, acústica, seguridad del tráfico, condiciones de vivienda, espacios verdes y abiertos.

Los indicadores principales seleccionados son:

a) Medio ambiente saludable. Número de días por año que a nivel local no se superan los estándares para calidad del aire.

b) Espacios verdes. Porcentaje de población que tiene acceso a superficie verde a cierta distancia.

c) Uso eficiente de los recursos. El consumo de energía total y de agua, y la producción de residuos finales para verter al medio *per capita* y año. Ratio de renovable/no renovable fuentes de energía.

d) Calidad del medio ambiente urbanizado. El ratio de espacios abiertos relacionado con el área usada por coches.

e) Accesibilidad. El número de kilómetros recorridos por modo de transporte (coche, bicicleta, transporte público, etc.) por año y *per capita*.

f) Economía verde. Porcentaje de compañías que han participado en esquemas de auditoría ambiental y eco-gestión o similares.

g) Vitalidad. El número de actividades y equipamiento sociocultural.

h) Justicia Social. El porcentaje de personas viviendo por debajo de la línea de la pobreza.

i) Bienestar. Una muestra de la satisfacción de los ciudadanos sobre la calidad de vida. El contenido de esta encuesta se determina localmente.

El modelo teórico utilizado para estructurar el sistema de indicadores es el Modelo ABC. Según el mismo, se agrupan los indicadores en tres sistemas, persiguiendo la homogeneidad y facilidad en el objetivo comunitario de intercambio de experiencias entre ciudades:

a) Indicadores "específicos de cada Área urbana". Difieren de ciudad a ciudad, ayudan al desarrollo de instrumentos específicos regionales o locales y son esenciales para políticas medioambientales locales maduras.

b) Indicadores "Básicos" son una selección de los anteriores que comparten problemas comunes y globales, con alcance continental, y que pueden diferir de otros en otras partes del mundo. Estos indicadores B permiten comparaciones entre ciudades, favoreciendo el intercambio de información sobre buenas prácticas y posibilitando políticas a niveles nacional y continental.

c) Indicadores "Centrales" son una pequeña selección de los anteriores, esenciales para cualquier ciudad del mundo. Debe de dar información sobre niveles intercontinentales o globales y representan un conjunto mínimo para ciudades sin sistemas de indicadores.

3.3.2.4. Barómetro de la Sostenibilidad

Prescott-Allen (1997) propone un índice para medir y comunicar a la sociedad el bienestar y progreso hacia la sostenibilidad. Las características de este enfoque son:

a) Es una escala positiva. Los indicadores seleccionados son definitorios de la situación de referencia que se persigue. Para los mismos se ha de definir por tanto el valor actual y el esperado.

b) La escala tiene dos ejes (y por tanto dos índices), uno para el bienestar humano y otro para el bienestar del ecosistema. Su intersección referencia el bienestar global y el progreso hacia la sostenibilidad.

c) No se considera balance entre ambos índices. La medida global es la menor de los dos índices, así se evita ese intercambio entre bienestar humano y natural.

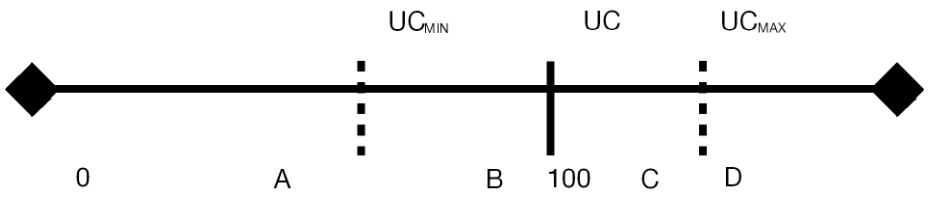
d) El barómetro está dividido en cinco áreas. Este hecho permite el refinamiento de la escala y de las situaciones intermedias definidas por el usuario.

e) Los indicadores son combinados en subsistemas integrando cada uno de los dos índices finales.

3.3.2.5. Modelo Bandera

En Bergh y Hofkes (1998) se recogen una serie de aplicaciones del llamado Modelo Bandera (Figura 3.5) que relaciona la toma de decisiones con el uso de umbrales críticos para cada uno de los indicadores de sostenibilidad seleccionados. Tras estandarizar la escala de todos los indicadores (de 0, valor mínimo, a 100, valor máximo permitido), se definen los umbrales críticos *(UC)* en términos de intervalos *(UC_{MIN} , UC_{MAX})*, lo que permite cierta flexibilidad a la hora de aplicar los criterios de sostenibilidad:

Figura 3.5. Modelo Bandera



A cada uno de los segmentos se le asocia un significado concreto:

- Área A: Bandera Verde: no hay razón para preocuparse
- Área B: Bandera Amarilla: alerta.
- Área C: Bandera Roja: invertir la tendencia
- Área D: Bandera Negra: detener inmediatamente siguientes desarrollos.

Como señalan Nijkamp y Ouwersloot (1997), este método se puede considerar en una posición intermedia entre el análisis categórico o determinista de los umbrales críticos muy delimitados y el análisis difuso o impreciso de los mismos (Munda, 1995).

3.4. Ejemplos internacionales de indicadores de desarrollo sostenible urbano

A pesar de la importancia creciente que están adquiriendo las ciudades, la disponibilidad de información estadística homogénea de los asentimientos urbanos a nivel mundial resulta escasa. Entre las dificultades más importantes se encuentran las diferencias a la hora de definir los límites urbanos y la falta de capacidad financiera y decisoria de las instituciones y agentes de desarrollo urbanos.

Las iniciativas urbanas en materia de indicadores de sostenibilidad están claramente orientadas a la toma de decisiones, más que a la medición precisa (Kuik y Gilbert, 1999). A pesar del interés institucional por la elaboración de indicadores de sostenibilidad física, motivado por las limitaciones de la información estadística disponible, así como por la consideración del concepto de sostenibilidad relativa, en los últimos años se ha producido un auge del uso de indicadores de estilo de vida sostenibles (p.e.: usuarios de bicicletas). Este tipo de indicadores se centra en la identificación de cambios en las pautas de comportamiento hacia prácticas sostenibles, constituyendo un nexo entre los objetivos de calidad ambiental y de bienestar social. Se constata la tendencia hacia el aumento del peso de este tipo de indicadores dentro del sistema de indicadores de sostenibilidad urbana[227].

A pesar de que la colaboración entre ciudades que realizan procesos Agenda Local 21 y sistemas de indicadores urbanos (gracias fundamentalmente a la Campaña de Ciudades Europeas Sostenibles y su difusión en Internet), la integración entre los distintos sistemas de indicadores es mínima salvo en los estudios realizados desde la Comisión Europea o la AEMA. Resulta realmente difícil comparar los indicadores entre ciudades, dada la gran heterogeneidad[228] y la relativa falta de experiencia en este sentido, incluso en ciudades comprendidas dentro de una misma región o nación. Estas trabas se agravan al considerar que aún existen importantes carencias de información a nivel urbano, principalmente en aspectos relativos a calidad ambiental y pautas sostenibles.

De forma resumida, los grandes obstáculos a la hora de elaborar indicadores de desarrollo sostenible urbano son (Castro, 2000):

a) Indefinición del ámbito urbano. La elección de la unidad territorial (los límites físicos o administrativos de la ciudad) para el análisis por indicadores puede introducir un importante sesgo que incida en los resultados finales. Normalmente se trabaja con la división municipal la cual, si bien no es idónea, al menos sirve de punto de partida homogéneo.

b) Indefinición del objetivo a medir o ambigüedad en cuanto al significado del indicador, e incluso disociación entre el indicador y el fenómeno a medir. Derivado de la falta de definición operativa del desarrollo sostenible urbano.

c) Falta de datos. La recopilación de datos comparables sobre los asentimientos urbanos a nivel mundial resulta increíblemente difícil. A pesar de la importancia de las ciudades en los últimos decenios y que más del 45% de la población mundial vive en ellas (Hay 369 ciudades con más de 750.000 habitantes), los datos que caracterizan las urbes son enormemente dispersos.

d) Heterogeneidad de los datos. Para la agregación de los indicadores subjetivos y objetivos resulta clave la definición de un sistema de ponderaciones correcto. Dado el carácter desagregado

227. Motivado sin duda por el reconocimiento de la importancia que tiene, para la consecución de la meta de la sostenibilidad, el cambio en los patrones de consumo y de estilo de vida.

228. Resulta difícil comparar entre ciudades de distintos tipos (costeras, interiores, industriales, agrarias, administrativas, financieras), pues su estructura urbana condiciona las posibles soluciones a problemas de sostenibilidad así como su coste. Por otra parte, muchas problemáticas sociales a nivel de distritos aparecen difuminadas a nivel agregado. No obstante, existe un amplio consenso en identificar el ámbito urbano como la dimensión territorial idónea para este tipo de análisis (Cicercha, 1996).

de los sistemas de indicadores de sostenibilidad, que normalmente se refieren a aspectos muy concretos, resulta necesario hacer agregaciones para ganar en significación.

e) Comparación espacial y temporal. Dado que no existe una metodología homogénea para construir los indicadores, el problema de la comparabilidad a nivel regional, nacional o mundial acentúa la dificultad a la hora de homogeneizar los niveles de calidad de vida y desarrollo ente distintas ciudades, incluso si la finalidad del sistema de indicadores es la comparación a nivel de barriadas de una única ciudad. Por otra parte, una cuestión importante surge ante la comparación intertemporal de la calidad ambiental, necesaria para poder analizar la evolución del modelo de desarrollo hacia pautas más sostenible en la ciudad y poder hacer un seguimiento de determinados parámetros (consumo de recursos naturales, balance hídrico, etc.). Un sistema de indicadores que no sea consistente en el tiempo no es válido para poder realizar este tipo de análisis.

f) Dificultad en la coordinación entre Agencias. Solamente en el ámbito de la Unión Europea existen más de una decena de proyectos de envergadura para la elaboración de sistema de indicadores urbanos, siguiendo distintas metodologías, en un conjunto de ciudades, dirigidos desde la AEMA, la Comisión Europea o en colaboración con organismos o agencias (IIUE, ICLEI, NUREC, OCDE, OMS).

La experiencia apunta que la mayoría de sistemas de indicadores de desarrollo sostenible urbanos existentes en la actualidad muestran aparentemente la misma estructura: el *core* está compuesto principalmente por indicadores de sostenibilidad física o ambiental, que deberían tender hacia la cuantificación de los principales flujos en términos de materias y energía entre la ciudad y el entorno (enfoque ecosistémico). Un segundo bloque se refiere a los aspectos relacionados a aspectos socio-demográficos y económicos (empleo, educación, renta). Finalmente, un tercer grupo lo componen indicadores de disponibilidad de opciones de estilo de vida alternativas, más sostenibles, las cuales resultan de gran importancia a la hora de integrar la sostenibilidad física y el bienestar económico.

No obstante, no todas las propuestas de indicadores están orientadas hacia el mismo modelo urbano, pudiéndose diferenciar dos grandes grupos con problemáticas muy distintas: ciudades de países desarrollados y ciudades de países en vías de desarrollo. Este hecho se constata al comparar las metodologías de Naciones Unidas (Libro Azul ó Hábitat) con otras como la de OCDE, EUROSTAT o AEMA, por ejemplo.

En las ciudades en vías de desarrollo, los indicadores propuestos se centran en una problemática ligada a la sostenibilidad de unos estándares mínimos de calidad de vida y desarrollo. De esta forma, se indican cuestiones tales como el número de viviendas conectadas a redes de suministro y saneamiento, la esperanza de vida al nacer, hogares encabezados por mujeres, hogares por debajo del umbral de pobreza, etc. En ciudades emplazadas en países desarrollados, de larga tradición urbana, donde ya se han alcanzado elevados estándares de vida y producido sucesivas fases de industrialización, la sostenibilidad del desarrollo se centra en aspectos tales como la calidad del medio ambiente urbano y del entorno, así como en la solución a problemas derivados de la elevada concentración de población y la movilidad interna.

Sin duda, una propuesta de indicadores como la que se presentará más adelante, referida a las ciudades andaluzas, se aproxima más a una evolución tal como la descrita en el capítulo primero, compartiendo muchos de los problemas propios de las ciudades europeas mediterráneas, con clara herencia árabe y medieval en su intrincado diseño, donde la industrialización y los procesos de concentración urbana derivados se produjeron de forma tardía en comparación con otras ciudades centroeuropeas. Bajo ese prisma, salvo por la necesaria referencia a los indicadores de Hábitat, se han seleccionado las propuestas de indicadores más relevantes para su aplicación en las ciudades de Andalucía[229].

3.4.1. Comisión de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos (UNCHS/HABITAT)

Naciones Unidas desarrolla un gran número de iniciativas relativas a indicadores de sostenibilidad. El "Sistema de Indicadores Urbanos" propuesto por UNCHS/Hábitat dentro de su Programa de Indicadores (1997a) y en concreto los indicadores referidos al medio urbano (1997b), tienen la intención de servir de base para establecer a nivel mundial una Red de Observatorios Urbanos que permita la evaluación y control de la implementación de los

229. De los trabajos de investigación recopilatorios de propuestas de indicadores a escala urbana destacan entre otros Alberti y Bettini (1996), OCDE (1997), Isla (1997), Mega y Pedersen (1998) y CMA (2001a)

Programas Hábitat y Agenda 21. Asimismo, entre los objetivos intermedios de estos indicadores están:

a) identificar un conjunto de indicadores urbanos esenciales para medir el diseño urbano y desarrollar políticas urbanas.

b) Ayudar a los países a armonizar los sistemas de indicadores y preparar sus informes nacionales.

c) Impulsar los esfuerzos regionales y nacionales para desarrollar indicadores mediante programas de formación, diseño de encuestas y definición y tratamiento de información.

d) Implementar una estructura de recogida de datos que permita la sistematización del análisis del estado de los asentamientos humanos y los efectos de las políticas urbanas.

En 1988 se inició este proceso sobre la base de 53 ciudades (mayoritariamente de países en vías de desarrollo), dando lugar a una propuesta de 49 indicadores esenciales y un total de 128 al incluir otras dimensiones. A partir de esta información, el Observatorio Global Urbano (GUO, Hábitat) ha desarrollado un índice de sostenibilidad el cual se encuentra en un proceso de mejora muy participativo (UNCHS, 1997b; Castro y Morillas, 1998). Estos indicadores son utilizados por las ciudades que participan en el Foro Ambiental Urbano (UNCHS, 2000), red de ciudades y comunidades que trabajan en aspectos relativos al medio ambiente urbano (Cuadro 3.1).

Cuadro 3.1. Indicadores del Observatorio Global Urbano

Datos básicos
D1. Usos de la tierra
D2. Población urbana
D3. Tasa de zzzcrecimiento poblacional
D4. Hogares encabezados por mujeres
D5. Tamaño medio de los hogares
D6. Tasa de creación de hogares
D7. Distribución de rentas
D8. Producto urbano por persona
D9. Tipo de tenencia de la vivienda.

1. Desarrollo socioeconómico
1: Hogares por debajo del umbral de pobreza
2: Empleo informal o sumergido
3: Camas de hospital
4: Mortalidad infantil
5: Esperanza de vida al nacer
6: Tasa de alfabetización adulta
7: Tasa de escolarización
8: Nº de aulas escolares
9: Tasa de criminalidad.

2. Infraestructuras
10: conexiones a las redes de abastecimiento de las viviendas
11: Acceso a agua potable
12: Consumo de agua
13: Precio medio del agua.

3. Transportes
14: Intercambio modal
15: Tiempo de desplazamiento
16: Gasto en infraestructuras viarias
17: Parque automovilístico

4. Gestión medioambiental
18: Tratamiento de aguas residuales
19: Generación de residuos sólidos
20: Tratamiento de residuos sólidos
21: Recogida regular de residuos sólidos
22: Viviendas destruidas.

5. Gobierno local
23: Principales fuentes de ingreso
24: Gasto per capita
25: Intereses por préstamos
26: Empleados en la administración local
27: Capítulo presupuestario de salarios
28: Tasa de gasto contractual recurrente
29: Departamentos administrativos que proveen servicios
30: Control de los niveles superiores de gobierno.

6. Vivienda
31: Relación entre el precio de la vivienda y los ingresos
32: Alquileres en relación con los ingresos
33: M2 de la vivienda por persona
34: Estructuras y suministros permanentes
35: Vivienda en alquiler
36: Multiplicador de desarrollo urbanístico
37: Gasto en infraestructuras
38: Relación entre hipotecas y créditos totales
39: Producción de viviendas
40: Inversión en vivienda

FUENTE: UNCHS (1997b)

3.4.2. Oficina de Estadística de la Comisión Europea (EUROSTAT)

El trabajo desarrollado por EUROSTAT en materia de indicadores de sostenibilidad está en estrecha coordinación con la D.G. XI (Medio Ambiente) y XVI (Política Regional). Recientemente ha publicado los primeros resultados obtenidos en materia de indicadores de presión ambiental (EUROSTAT, 2000) dentro del proyecto TEPI (Toward Environmental Pressure Indicators). El medio ambiente urbano se incluye entre las áreas de interés, por lo que se plantea la posibilidad de establecer un índice de presión ambiental en las aglomeraciones urbanas como parte del sistema europeo de índices de presión ambiental. El proceso se inició definiendo un grupo de 45 técnicos que realizaron consultas a agencias gubernamentales, ONGs e industrias para obtener el listado de indicadores que focalizarán las acciones urbanas a nivel nacional y europeo. Finalmente, un total de 3000 expertos europeos han sido encuestados para elaborar una lista de indicadores de presión ambiental.

La base de trabajo consiste en 60 indicadores de alta prioridad, agrupados en 10 ámbitos de política medioambiental, relacionados con los temas del Quinto Programa de Acción Comunitaria en Materia de Medio Ambiente (CCE. 1992). Estos ámbitos son:

a) Polución del aire
b) Cambio climático
c) Pérdida de biodiversidad
d) Medio ambiente marino y zonas costeras
e) Agujero de la capa de ozono
f) Agotamiento de recursos
g) Dispersión de substancias tóxicas
h) Medio ambiente urbano
j) Residuos
k) Contaminación del agua y recursos hídricos

De esos indicadores, aproximadamente un tercio de los mismo han sido producidos con datos actualmente disponibles en EUROSTAT. Otro tercio han sido creados a partir de información procedente de otros institutos internacionales, tales como la Agencia Europea de Medio Ambiente y otros. Los 20 indicadores aproximadamente restantes han sido calculados a partir de cero. Para la construcción de los indicadores de presión en cada tema se usan ponderaciones aceptadas por la amplia comunidad científica y el público en general y propuestas por un sistema de consulta denominado EXTASY (EXpert Topic Assessment SYstem).

En materia del ámbito referido al medio ambiente urbano los indicadores seleccionados han sido:

a) Consumo de energía.
b) Residuos municipales no reciclados.
c) Aguas residuales no tratadas.
d) Participación del transporte en coche privado
e) Población afectada por emisiones de ruido.
f) Uso de la tierra.
g) Habitantes por áreas verdes.
h) Consumo de agua per capita.
i) Emisiones de SO_2 y NO_x
j) Áreas abandonadas
k) Emisiones de CO_2

Por otra parte, EUROSTAT (1998) ha desarrollado un proyecto piloto siguiendo la metodología de la Comisión de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (UNCSD, 1996). Este estudio considera 46 indicadores basados en estadísticas a nivel nacional para los estados miembros de la Unión Europea. Los indicadores de desarrollo sostenible se han dividido en cuatro grupos (Cuadro 3.2):

Cuadro 3.2. Indicadores de desarrollo sostenible de EUROSTAT

Ambitos	Indicadores
Económico	PIB por habitante
	Participación de las inversiones en el PIB
	Parte del valor añadido industrial en el PIB
	Consumo anual de energía por habitante
	Consumo de recursos energéticos renovables
	Índice de duración de las reservas de energía comprobadas
	Gastos en protección del medio ambiente como porcentaje del PIB
	Inversión extranjera directa
	Ayuda pública al desarrollo como porcentaje del PIB
Social	Tasa de crecimiento de la Población
	Tasa neta de migración
	Indicador coyuntural de fecundidad
	Tasa de mortalidad infantil
	Esperanza de vida al nacer
	Participación del gasto nacional total de sanidad en el PIB
	Tasa de desempleo
	Número de mujeres por cada 100 hombres en la fuerza de trabajo
	Salarios medios de las mujeres en comparación con los de los hombres
	Densidad de población
	Población de las zonas urbanas
	Tasa de crecimiento de la población urbana
	Superficie habitable por habitante
	Consumo por habitante de combustibles fósiles en transportes por carretera
Ambiental	Consumo de substancias que reducen la capa de ozono
	Emisiones de gases responsables del efecto invernadero
	Emisiones de óxidos de azufre
	Emisiones de óxidos de nitrógeno
	Gastos para la disminución de la contaminación atmosférica
	Consumo de agua por habitante
	Tratamiento de aguas contaminadas
	Disminución anual de aguas subterráneas y superficiales
	Superficie cultivable por habitante
	Cambio de utilización de los suelos
	Utilización de energía en la agricultura
	Utilización de abonos.Utilización de plaguicidas agrícolas
	Residuos sólidos o urbanos
	Gastos en gestión de residuosÍndice de reciclado y reutilización de residuos
	Evolución de la superficie forestal.Intensidad de explotación forestal
	Mantenimiento de bosques (%)
	Especies amenazadas en porcentaje del total de especies nativa
	Superficies protegidas en porcentaje de la superficie total
Institucional	Gasto en I+D en porcentaje del PIB
	Líneas telefónicas principales por cada 100 habitantes

3.4.3. Indicadores Comunes Europeos (Comisión Europea)

En la cuarta *Conferencia Regional de las Ciudades Sostenibles Europeas* (La Haya, Junio 1999) se inicia el proyecto *"Indicadores comunes para la sostenibilidad local"* auspiciado por la DG XI. Los objetivos de este proyecto son facilitar la identificación de un conjunto de indicadores comunes de sostenibilidad local y su adopción formal. Los criterios clave para orientar este trabajo de selección de indicadores son:

a) El enfoque sobre la sostenibilidad local implica la necesidad de indicadores integrados, cada uno de los cuales ha de integrar varias dimensiones de sostenibilidad, más que reflejar un aspecto puramente sectorial.

b) La relación con procesos políticos, dado que el proyecto persigue motivar a las autoridades locales a desarrollar e implementar el diseño de sus políticas, valorándolas en términos realistas.

c) El enfoque abajo-arriba a través del cual el proyecto se está realizando, con el nivel local llevando a cabo un papel activo en la definición y consenso de los indicadores, asegurándose el acuerdo con los usuarios finales de tales indicadores.

La Comisión Europea presenta el conjunto de indicadores de la Iniciativa de Indicadores Comunes Europeos en la tercera Conferencia sobre Ciudades Sostenibles de Hannover (febrero 2000). Tras varias propuestas previas, el *Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente Urbano* selecciona un conjunto cerrado a partir de las sugerencias y comentarios solicitados a las autoridades locales, técnicos municipales e investigadores.

En definitiva, se trata de una integración de los indicadores utilizados ya por algunas ciudades o propuestos anteriormente por determinadas agencias. La base para la integración de este sistema de indicadores la proporcionan los ámbitos o principios de la sostenibilidad :

- Principio 1. Igualdad e inclusión social. Acceso para todos a servicios básicos adecuados y disponibles.
- Principio 2. Gobierno local/autonomía/democracia. Participación de todos los sectores en la comunidad local, en el planeamiento local y en los procesos de toma de decisiones.
- Principio 3. Relaciones Local/Global. Satisfaciendo las necesidades locales de forma local, desde la producción al consumo y los residuos. Tratar de solucionar de forma más sostenible las necesidades que no puedan ser satisfechas de forma local.
- Principio 4. Economía local. Integrando las habilidades locales y las necesidades con la disponibilidad de empleo y las infraestructuras existentes, de manera que suponga el menor riesgo para los recursos naturales y el medio ambiente.
- Principio 5. Protección medioambiental. Adoptando un enfoque ecosistémico, minimizando el uso de recursos naturales y de suelo, la generación de residuos y emisiones de contaminantes, potenciar la biodiversidad.
- Principio 6. Herencia cultural/calidad del medio ambiente urbanizado. Protección, preservación y rehabilitación de valores históricos, culturales y arquitectónicos, incluidos los edificios, monumentos, eventos; potenciando y salvaguardando el atractivo y funcionalidad de los espacios y edificios.

El conjunto final de indicadores comunes está formado por las diez medidas siguientes. Los cinco primeros son denominados "principales" y los siguientes "adicionales". Entre paréntesis se enumeran los principios sobre los que indican alguna información (CCE, 2000b):

a) Satisfacción de los ciudadanos con la comunidad local. Satisfacción general de los ciudadanos con varios aspectos del municipio (1,2,4,5,6).

b) Contribución local al cambio climático global. Emisiones de CO_2 (a largo plazo, cuando se haya desarrollado una metodología simplificada, este indicador se centrará en las repercusiones ecológicas) (1,3,4,5).

c) Movilidad local y transporte de pasajeros. Transporte diario de pasajeros, distancias y modos de transporte (1,3,4,5,6).

d) Existencia de zonas verdes públicas y de servicios locales. Acceso de los ciudadanos a zonas verdes y servicios básicos próximos (1,2,5,6).

e) Calidad del aire en la localidad. Número de días en que se registra una buena calidad del aire (1,5,6).

f) Desplazamientos de los niños entre la casa y la escuela. Modo de transporte utilizado por los niños en los desplazamientos entre la casa y la escuela (1,3,4,5).

g) Gestión sostenible de la autoridad local y de las empresas locales. Porcentaje de organizaciones públicas y privadas que adoptan y utilizan procedimientos de gestión ambiental y social (3,4,5).

h) Contaminación sonora. Porcentaje de la población expuesta a niveles de ruido ambiental perjudiciales (1,5,6).

i) Utilización sostenible del suelo. Desarrollo sostenible, recuperación y protección del suelo y de los parajes en el municipio (1,3,5,6).

j) Productos que fomentan la sostenibilidad. Porcentaje del consumo total de productos que llevan la etiqueta ecológica y de productos biológicos u objeto de prácticas comerciales leales (1,3,4,5).

Un antecedente a esta iniciativa de la Unión Europea en materia de homogeneización de indicadores es el proyecto TEPI: "Hacia indicadores de presión medio ambiental" (EUROSTAT, 1999) en el que se hace una primera aproximación de un sistema de información orientado al diseño y seguimiento de la política medio ambiental en la Unión. Según este proyecto, los indicadores seleccionados se valoran en base a los siguientes criterios cualitativos:

a) Relevancia. Grado de similitud del indicador obtenido al propuesto inicialmente por la metodología.

b) Fiabilidad. Acerca de la homogeneidad y fidelidad en la obtención de los datos.

c) Comparabilidad en el tiempo y en el espacio.

3.4.4. Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA)
En el informe "Medio Ambiente en Europa" (EEA/AEMA, 1995) se proponen, dentro del apartado urbano, 55 indicadores ambientales agrupados en 16 atributos urbanos y centrados en 3 temas: Diseño urbano, flujos urbanos y calidad ambiental urbana.

El conjunto de indicadores se centra en los mayores problemas urbanos en función de la información y datos incluyendo aspectos sociales, económicos de los asentamientos humanos. De las 72 ciudades europeas consideradas, sólo 51 disponían de información comparable (20 indicadores), hecho que constata la falta de información y la dificultad en su obtención.

Los datos obtenidos demuestran que la calidad del aire, el ruido, y el tráfico son los principales problemas en muchas de las ciudades estudiadas, por ser uno de los mejores datos recolectados y que la escala del problema aumenta con el aumento de la población residente.

Cuadro 3.3. Indicadores propuestos por la AEMA

Indicadores de flujo urbano

Población urbana

Población

1. Nº de habitantes en la ciudad
2. Nº de habitantes en la conurbación.

Densidad de población

3. Población por Km^2
4. Áreas por densidades

Suelo Urbano

Area total

5.Area en Km^2

Area total construida

6. Área en Km^2
7. Por usos.

Area abierta

8. Área en Km^2
9. % Áreas verdes.10. % agua.

Redes de Transporte

11. Longitud de carreteras en Kms
12. Longitud de raíles de tren en Kms
13. % total del área urbana.

Areas abandonadas

Area Total

14. Area en Km^2
15. % total del área urbana.

Areas recuperadas urbanas

Área Total

16. Área en Km^2
17. % Total del área urbana.

Movilidad urbana

Desplazamientos modales

18. Nº desplazamientos en Km. por hab. / modo de transporte/ día
19. Distancia recorrida en Km. Por habitante por modo de transporte por día.

Diseño de conmutación

20. Nº de conmutadores de entrada y salida de las conurbaciones
21. % de población urbana.

Volumen de trafico

22. Total en vehículo/Km
23. Inflow/outflow en vehículos/Km
24. Número de vehículos en las principales rutas

CONTINÚA →

Cuadro 3.3. Indicadores propuestos por la AEMA

CONTINUACIÓN

Indicadores para el diseño urbano	
Agua	
	Consumo de Agua
	25. Consumo por habitante, litros por día
	26. % de aguas subterránea usada como recurso frente al total
	Aguas Residuales
	27. % de emisarios conectados a sistemas de depuración
	28. Nº de plantas de tratamiento por tipo de depuración
	29. Capacidad plantas de tratamiento por tipo de depuración
Energía	
	Consumo de energía
	30. Uso de electricidad en Gw/h por año
	31. Uso de energía por tipo de combustible y sector
	Plantas de producción de energía
	32. Nº de plantas productoras en las conurbaciones
	33. Tipo de plantas productoras en las conurbaciones
Materiales y Productos	
	Transporte de mercancías
	34. Cantidad de mercancías movidas como salida y entrada de la ciudad en Kg. Por persona y año
Residuos	
	Producción de residuos
	35. Cantidad de RSU recogidos en toneladas por persona y año
	36. Composición del residuo
	Reciclaje
	37. % de residuos reciclados por fracción
	Tratamiento de residuos y deposito
	38. Nº de incineradoras
	39. Volumen incinerado
	40. Nº de vertederos
	41. Volumen recibido por tipo de residuo
Calidad del agua	
	Agua potable
	42. Días al año que los estándares de agua potable exceden los de OMS
	Aguas superficiales
	43. Concentración de O_2 en las aguas superficiales en p.p.m
	44. Nº de días con pH entre 6 y 9

CONTINÚA →

Cuadro 3.3. Indicadores propuestos por la AEMA

CONTINUACIÓN

Indicadores de calidad ambiental urbana	
Calidad del aire	
	Periodo largo de SO_2 +TSP
	45. Concentraciones medias anuales
	Concentración en periodo corto de O_3, SO_2,PST
	46. Exceso sobre los valores guías de OMS de O_3
	47. Exceso sobre los valores guías de OMS de SO_2
	48. Exceso sobre los valores guías de OMS de Part. Susp. Totales
Calidad Sonora	
	Exposición al ruido (hab. Por periodo de tiempo)
	49. Exposición superior a 65 dB
	50. Exposición superior a 75 dB
Seguridad de Trafico	
	Fatalidades y causas de accidentes de tráfico
	51. Nº de personas fallecidas en accidente de trafico cada 10.000 habitantes
	52. Nº de personas heridas en accidente de trafico cada 10.000 habitantes
Calidad de Vivienda	
	Superficie edificada por persona
	53. m^2 por persona
Accesibilidad a zonas verdes	
	Proximidad a áreas verdes urbanas
	54. % personas que tienen a 15 min. caminando una zona verde urbana
Calidad de Vida Salvaje urbana	
	Nº de especies de aves
	55. Nº de especies de aves

FUENTE: EEA (1995)

Con posterioridad, se han sucedido distintos documentos donde también se incluyen determinados indicadores con incidencia urbana, tales como el Informe Dobris II (EEA, 1998), el informe sobre el estado del medio ambiente en la Unión Europea (EEA, 1999), o el indicador periódico de la Agencia (EEA, 2000). En este último estudio se formulan los "indicadores titulares", seleccionados por su capacidad para indicar progresos en las áreas ambientales clave delimitadas por el sexto programa de acción medioambiental (CCE, 2001). Entre estas áreas se encuentran dos con clara incidencia en las áreas urbanas. Se trata de las categorías "medio ambiente y salud humana" (que recoge la calidad del aire, las áreas urbanas, la calidad el agua, empresas químicas), así como "recursos naturales y gestión de residuos (considerando los residuos, el uso de recursos, la cantidad de agua y los usos del suelo). Entre los indicadores de cabecera se encuentran:

a) Emisión de contaminantes en áreas urbanas.
b) Residuos sólidos urbanos y peligrosos.
c) Consumo energético.
d) Usos del suelo.

3.4.5. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE)

La OCDE/OECD desarrolla un amplio programa de trabajo sobre indicadores ambientales desde principio de los setenta, destacando dos de las últimas publicaciones básicas en este contexto. Una de 1.991 sobre la experiencia de la OCDE en los indicadores ambientales y en 1.993 sobre integración de indicadores ambientales en políticas sectoriales. Desde dicha institución se deja claro que dichos indicadores no son un conjunto definitivo siendo necesaria una coordinación de las iniciativas de los países miembros para la aplicación y comparación entre países. En principio, los indicadores ambientales son tomados como una herramienta más en la ayuda de toma de decisiones políticas.

La aportación de la OCDE ha sido la de clarificar la distinción entre indicadores descriptivos (de Presión y Estado) y de ejecución (de Respuesta). Básicamente los primeros son derivados de las medidas de las condiciones existentes y los de ejecución ayudan a identificar la correspondencia, o ausencia de esta, entre condiciones ambientales y una meta o política. En la publicación de 1994 (OCDE, 1994) la lista de indicadores ambientales se completa adoptando la clasificación PER a un total de 72 indicadores que constituyen el conjunto de indicadores medioambientales de la OCDE (en negrita los indicadores principales), donde el medio ambiente urbano juega un importante papel.

Cuadro 3.4. Indicadores de la OCDE

Tema	Presión	Estado	Respuesta
Cambio climático	Índice de emisiones de gases de efecto invernadero. Emisiones de CO_2.	Concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero. Temperatura media global.	Eficiencia energética.Intensidad energética.Instrumentos económicos y fiscales.
Destrucción De la capa De ozono	Índice de consumo aparente de substancias que destruyen la capa de ozono. Consumo aparente de CFCs y Halones	Concentraciones atmosféricas de substancias que destruyen la capa de ozono.Niveles terrestres de radiación UV-B.	Tasa de recuperación de CFC.
Eutrofización	Emisiones de Nitratos y Fosfatos en agua y suelo (balance de nutrientes). Nitratos de fertilizantes y ganadería. Fosfatos de fertilizantes y ganadería.	BOD/DO, concentración de Nitratos y Fosfatos en aguas continentales y marinas.	% de población conectada a plantas de tratamiento de aguas residuales (químicas o agrícolas).% de población conectada a plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas.Tasas por tratamiento de aguas residuales.Cuota detergentes sin fosfatos .
Acidificación	Índice de substancias acidificantes. Emisiones de SOx y NOx.	Excedentes de cargas críticas de pH en aguas y suelos.Concentraciones en la lluvia ácida.	% de vehículos con catalizadores.Capacidad de los equipos para la reducción del Sox y el NOx de las fuentes fijas.
Contaminación tóxica	Emisiones de metales pesados. Emisiones de compuestos orgánicos. Consumo de pesticidas.	Concentración de metales pesados y compuestos orgánicos en ecosistemas y organismos. Concentración de metales pesados en los ríos.	Cambios de contenidos tóxicos en los productos y su producción.Cuota de mercado de gasolina sin plomo.
Calidad del medio urbano	Emisiones urbanas al aire (SOx, NOx y partículas en suspensión). Densidad de la circulación (urbana y nacional). Grado de urbanización.	Población expuesta a:Polución del aire.Ruido.Calidad del agua de lluvia en áreas urbanas.	Espacios verdes.Instrumentos económicos, fiscales y regulatorios.Gasto en tratamiento de aguas residuales y reducción del ruido.
Biodiversidad/Paisaje	Alteración del hábitat y conversión de tierras.	Especies amenazadas en proporción al total de especies conocidas.	% zonas protegidas sobre el total de territorio nacional y por tipo de ecosistema.
Residuos	Generación de residuos:Municipales, Industriales, Nucleares y Peligrosos.	No aplicable	Minimización de residuos.Tasa de reciclaje,Gasto en instrumentos económicos y fiscales.
Recursos naturales R. hídricos R. forestales R. pesqueros Degradación de suelos	Intensidad de uso de recursos hídricos.Capacidad productiva actual de los recursos forestales. Capturas de pescado Riesgos de erosión: tierra agrícola actual y potencial.Cambios en el uso de la tierra.	Frecuencia, duración y extensión de períodos de escasez de agua.Área, volumen y estructura de los bosques.Stocks de pescado para desovar.Pérdidas de suelo.	Precios del agua y tasas por tratamiento de aguas residuales.Gestión y protección de áreas forestales.Cuotas pesqueras.Áreas de suelo rehabilitado.
Indicadores generales	Crecimiento y densidad demográfico/a. Crecimiento del PNB. Gasto final en consumo privado. Producción industrial. Estructura de oferta energética. Volumen de tráfico por carretera. Parque automovilístico. Producción agraria.	No aplicable	Gastos medioambientales.Gasto en control y reducción de la contaminación.Opinión pública.

FUENTE: CMA (2001a)

Si bien la OCDE no desarrolla iniciativas específicas orientadas a la creación de indicadores sintéticos de sostenibilidad, sin embargo, en colaboración con Naciones Unidas y el Banco Mundial realiza distintos *Seminarios sobre Indicadores de Progreso del Desarrollo,* íntimamente ligados por tanto a la sostenibilidad del desarrollo. La lista de indicadores seleccionados asciende a 21, estando en constante discusión. Estos indicadores (Cuadro 3.5) son analizados también en otras publicaciones similares como el *Informe sobre el Desarrollo Humano* de Naciones Unidas (UNDP, 1992; 2000) o los *Indicadores de Desarrollo Mundial* (World Bank, 2000a; 2000b)

Cuadro 3.5. Conjunto de Trabajo de Indicadores Centrales de la OCDE

Objetivos	Indicadores
Bienestar Económico	
Reducir la extrema pobreza	Incidencia de pobreza extrema: población por debajo de 1$ diario Tasa de pobreza Desigualdad: proporción del quintil más pobre del consumo nacional Malnutrición infantil
Desarrollo Social	
Educación primaria universal	Tasa de escolarización primaria Finalización del 4º grado en educación primaria Tasa de alfabetización de 15 a 24 años
Igualdad de género	Tasa de chicas/chicos en la educación primaria y secund Tasa de alfabetización femenina/masculina (15 a 24 años)
Mortalidad Infantil	Tasa de mortalidad infantil Tasa de mortalidad hasta 5 años
Mortalidad maternidad	Tasa mortalidad maternal Nacimientos atendidos por personal cualificado.
Salud	Tasa de anticoncepción Tasa de contagio de VIH en mujeres embarazas de 15 a 24 años de edad
Sostenibilidad Ambiental y Regeneración	
Medio Ambiente	Países con estrategias definidas de desarrollo nacional sostenible Población con acceso a agua potable Intensidad de uso de agua potable Biodiversidad: Área de tierra protegida Eficiencia energética: PNB por unidad de uso energético Emisiones de CO_2.
Indicadores Generales	
	PNB per capita Tasa de alfabetización adulta Tasa de Fertilidad Esperanza de vida al nacer Ayuda internacional como % del PIB Deuda externa como % del PIB Inversión como % del PIB Comercio como % del PIB

FUENTE: OCDE (1998)

3.4.6. Organización Mundial de la Salud (OMS)
La Organización Mundial para la salud (OMS/WHO) desarrolla desde 1986 los denominados indicadores de Ciudades Saludables como parte del Proyecto de Ciudades Saludables dentro del programa "Salud para Todos", extendido en más de 500 ciudades en Europa y otras 300 en el resto del mundo.

Doyle *et al.*(1996) realizan un análisis comparativo de las ciudades denominadas Saludables. El estudio establece un análisis de ciudades europeas, en total 47, de 24 países comunitarios y no comunitarios (de España se incluyen Sevilla, Madrid y Barcelona).

Los 57 indicadores de Ciudades Saludables (WHO, 1993b) incluyen los siguientes cinco apartados:

a) Salud (3 indicadores).
b) Servicios sanitarios (11 indicadores).
c) Medio ambiente (19 indicadores).
d) Socioeconómico (20 indicadores).
e) Información General (4 indicadores)

Cuadro 3.6. Indicadores de la OMS

Indicadores de Salud	Tasa de Mortalidad Causa de fallecimiento Bajo peso al nacer.
Indicadores de Servicios Sanitarios	Inventario de organizaciones o asociaciones de auto ayuda Programas de apoyo para las organizaciones de auto ayuda Programas de educación para la salud % de niños de 6 años totalmente vacunados Nº de habitantes por practicante Nº de habitantes por enfermera % de población cubierta por seguros sanitarios % de población con acceso a servicio médico de emergencias en menos de 30 min. en coche Disponibilidad de salud primaria en lengua extranjera Comunicación de información sobre salud Nº de cuestiones relacionadas con salud examinadas por la junta del gobierno local cada año.
Indicadores Medioambientales	Contaminación atmosférica (concentraciones de SO_2, NOx, O_3, CO, Plomo y Partículas) Calidad microbiológica de las aguas de abastecimiento Calidad química de las aguas de abastecimiento Porcentaje de agua reciclada procedente de aguas residuales Índice de calidad de la recogida de R.S.U. Índice de calidad del sistema de tratamiento de R.S.U. Cantidad de agua potable usada por habitante y día. Superficie relativa de espacios verdes en la ciudad. Acceso público a espacios verdes.Areas industriales abandonadas. Deporte y ocio.Calles peatonales. Carriles bici.Transportes públicos. Red de Transportes públicos que cubren la ciudad. Espacio edificado.Confort e higiene. Servicios de emergencia ambiental.Indicador de nivel de contaminación tal y como lo percibe la población

CONTINÚA →

Cuadro 3.6. Indicadores de la OMS

CONTINUACIÓN

IIndicadores Socio-Económicos	Espacio edificado/habitante (m2) % de población con viviendas deficientes Nº estimado de sin viviendas Tasa de paro Tasa de absentismo laboral % de familias por debajo de la línea de pobreza nacional % del total de empleo generado por las 10 actividades económicas más importantes % de hogares unipersonales % de familias monoparentales % de niños que dejan la educación tras la educación obligatoria Tasa de analfabetismo % del presupuesto urbano destinado a acciones sociales y sanitarias Tasa de criminalidad % de viviendas para la tercera edad con instalaciones de asistencia en emergencias Principales causas de las llamadas de emergencias % de niños en listas de espera de las instalaciones para cuidado de niños Edad mediana de las mujeres que dan a luz por primera vez Tasa de aborto en relación al nº total de nacimientos % de personas por debajo de 18 años bajo vigilancia policial % de jubilados de empleo en relación al nº total de jubilados por edad
Información General	Censo Educación.Categorías profesionales Superficie total de la unidad de población

FUENTE: WHO (1993b)

3.4.7. Indicadores de referencia de la Auditoría Urbana (Comisión Europea. DG. XVI)

La Auditoría Urbana se plantea como objetivo la obtención de información comparable sobre el estado socioeconómico y ambiental de las ciudades europeas. Para ello se proponen 33 indicadores sobre cinco ámbitos: aspectos socioeconómicos, participación, educación y formación, medio ambiente, y cultura y ocio.

Los resultados obtenidos para 58 ciudades europeas (27 de ellas a nivel metropolitano), se han publicado en un anuario, además de la metodología para la elaboración de estos indicadores de calidad de vida urbana.

Cuadro 3.7. Indicadores de la Auditoría Urbana

Aspectos socioeconómicos	Población total. Distribución por sexo y edad Estructura familiar PNB per capita Ingresos familiares y disparidades entre rentas Población viviendo por debajo de la línea de la pobreza Número de personas sin hogar Número de personas dependientes de la seguridad social Coste de la vivienda: alquileres comparados con ingresos Ratio de propietarios/inquilinos Ratio de no nacionales, residentes o emigrantes, EU y no EU. Esperanza de vida al nacer Ratio de delitos Estructura de población activa asalariada por industria/sector Tasa de empleo como porcentaje de la población total Tasa de crecimiento de empleo Número de desempleados e inactivos. Nivel de participación de la mujer en el mercado de trabajo
Participación ciudadana	Ratio de participación en las últimas elecciones municipales Proporción de residentes no cualificados para votar Número de mujeres entre los representantes locales electos
Niveles de Educación y Formación	Ratio de abandono de estudios primarios y secundarios Nivel de educación de la población, desglosada por sexo Cercanía a universidades y/o centros de educación superior Ratio de cobertura o provisión de guarderías.
Medio Ambiente	Calidad del aire y del agua y nivel de ruido (estándares comunitarios) Consumo de energía y agua Reutilización de residuos sólidos y líquidos Patrones de transporte (viajes de pasajeros), publico y privado Proporción de espacios verdes Densidad de población.
Cultura y ocio	Número de películas en cines y de actuaciones de teatro al año. Número de museos y número de visitantes al año Número de infraestructuras deportivas.

FUENTE: DG XVI

3.4.8. Indicadores de Seattle Sostenible (EE.UU.) Uno de las iniciativas que ha tenido una mayor repercusión mundial al ser precursor de todo un proceso en la toma de decisiones de indicadores fue el Foro Cívico y de Voluntarios de "Seattle Sostenible", fundado en 1991, con el deseo de aumentar la vitalidad cultural, económica, ambiental y social de la ciudad. Lo primero fue desarrollar un set de indicadores ad hoc para la Comunidad de Seattle mediante un proceso participativo y con expertos. Como resultado se seleccionaron 99 indicadores iniciales y posteriormente en el proceso de selección definitiva, este conjunto se redujo a 40 indicadores (Cuadro 3.8). Posteriormente se elaboró una estrategia de actuación que esta en funcionamiento y revisión permanente (Sustainable Seattle, 1995).

A raíz de esta iniciativa han surgido sobre todo en Estados Unidos (Pasadena, Jacksonville, San Francisco, Berkeley, etc.), Canadá (Hamilton-Wentworth, British Columbia[230], Vancouver, Alberta, etc.) y Australia (Halifax ecocity en Adelaide) un sin fin de propuestas de indicadores de sostenibilidad[231], cuya principal finalidad es la "orientación hacia la toma de decisiones" (dando una mayor importancia a la faceta social de estos indicadores, en detrimento de la meramente económica o medioambiental), más que otros fines como el análisis descriptivo, la previsión o el científico. Si bien estos indicadores no se pueden comparar entre ciudades, sí permiten el análisis de la evolución temporal hacia los objetivos concretos seleccionados por la ciudad como de "sostenibles". No obstante se han producido intentos de normalizar estas propuestas, entre los que destaca el trabajo realizado por Hart (1995) que selecciona una lista de más de 500 indicadores.

Cuadro 3.8. Indicadores de Seattle sostenible

Medio Ambiente	Salmones salvajes que circulan a lo largo de los canales locales Biodiversidad en la región Numero de días con buena calidad del aire por año Cantidad de suelo útil perdido Acres de zonas húmedas que quedan Porcentaje de calles puesta peatonales
Población y recursos	Población total y ratio de crecimiento anual Galones de agua consumida por persona Toneladas de residuo sólidos generados y reciclados pro persona y año Millas recorridas en coche por persona y consumo de gasolina por persona BTUs (British Thermal unit: 0,252 Kcal.) de energía renovable y no renovable consumida Has. por persona y uso de esta (residencial, comercial, espacios abiertos, transportes,...) Cantidad de alimentos exportados e importados Uso de salas de urgencia por casos de no emergencia

CONTINÚA →

230. Véase el análisis de esta experiencia sobre la cuenca del río Fraser en Gustavson *et al.* (1999).

231. Como guía de estos análisis realizados en Estados Unidos, Canadá

Cuadro 3.8. Indicadores de Seattle sostenible

CONTINUACIÓN

Economía	Porcentaje de empleos concentrados en los 10 empleos más comunes de la ciudad Horas de empleo pagadas en sueldos para el soporte de necesidades básicas Desempleo real, incluidos trabajadores infrautilizados, por diferenciación étnica y de edad Media de la tasa de ahorro por familia Dependencia en fuentes locales o renovables en la economía Porcentaje de niños que viven en la pobreza Gasto sanitario por persona
Cultura y Sociedad	Porcentaje de recién nacidos con bajo peso por etnias Diversidad étnica del profesorado en letras para enseñanza primaria y secundaria Porcentaje de padres involucrados en actividades extraescolares Ratio de delincuencia juvenilPorcentaje de jóvenes que participan en algún servicio comunitario Porcentaje de estudiantes que se gradúan por etnia, genero y nivel económico Porcentaje de población que votan en las elecciones locales Ratio de adultos con capacidad de leer y escribir Cantidad de vecinos que conocen a los responsables del proyecto por su nombre Tratamiento equitativo en el sistema de justicia Ratio de gasto de dinero en prevención, tratamientos de alcohol y droga Porcentaje de población con jardines Ratio de uso de bibliotecas y centros de la comunidad Participación pública en temas de cultura Porcentaje de adultos voluntarios en servicios de la comunidad Percepción individual del bienestar

FUENTE: Sustainable Seattle (1995)

3.4.9. Indicadores de Desarrollo Sostenible de Leicester (UK)

En el Reino Unido ha tenido gran calado el programa Agenda 21 desarrollado por Naciones Unidas, habiendo desarrollado una estrategia nacional hacia la sostenibilidad (HMSO, 1994), así como metodologías para evaluar dichos avances sobre la base de indicadores de sostenibilidad (HMSO, 1996a) y contabilidad medioambiental (HMSO, 1996b; 1999).

Asimismo, también se ha realizado una Iniciativa Agenda Local 21 a la que se han adherido gran número de municipios, entre las que destacan Leicester, Newcastle, Manchester (Ravetz, 1994), etc. En Leicester, al igual que en la mayoría de los demás casos (LGMB, 1995), se están desarrollando indicadores para ayudar al diseño y evaluación de los planes de acción local (Leicester City Council, 1995). En este municipio se ha seleccionado un conjunto de 14 indicadores centrales(referidos a calidad ambiental, equidad social, oportunidad económica y salud) de un total de 101 posibles indicadores cubriendo trece temas clave.

Cuadro 3.9. Indicadores de Leicester

Tema	Indicador Central
Medio ambiente urbano	1. Mejoras percibidas en el centro urbano 2. Satisfacción en el vecindario
Economía y Trabajo	3. Tasa de Desempleo 4. Niveles de Renta máxima y mínima
Energía	5. Uso energético
Paisaje y Ecología	6. Pérdidas de calidad en los hábitats salvajes a costa del desarrollo
Polución	7. Calidad del aire 8. Polución acuática en ríos y canales
Medio Social	9. Niveles de asma 10. Sin viviendas 11. Crimen violento 12. Nivel educativo
Transporte	13. Modo de transporte al trabajo
Desechos	14. Recogida de basuras domésticas

FUENTE: Leicester City Council (1995)

3.4.10. Sistema de Indicadores de Desarrollo Sostenible Urbano en Andalucía (Consj. de Medio Ambiente. Junta de Andalucía)

En el capítulo primero se ha comentado brevemente la política que en materia de ciudades está desarrollado la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. En la cuestión relativa a indicadores de desarrollo sostenible urbano ha de referirse el trabajo promovido por la Consejería referido a la propuesta de un sistema de indicadores para las ciudades andaluzas.

El mismo se presenta como una amplia propuesta teórica siguiendo la clasificación PER, conformando una matriz de más de ochenta indicadores que sirva de base para la posterior selección de indicadores esenciales adecuados al objetivo de medida de cada análisis a implementar. Las áreas y ámbitos definidos son los presentados en el Cuadro 3.10. La lista propuesta está compuesta por 70 indicadores denominados esenciales para caracterizar el desarrollo sostenible urbano (Cuadro 3.11).

Cuadro 3.10. Áreas estratégicas y ámbitos específicos

Áreas Estratégicas	Ámbitos
Subsitema Fisico-Ambiental	
Ciclo del Agua	Disponibilidad Abastecimiento y consumo Calidad y Tratamiento
Ciclo de la Energía	Producción y distribución Consumo Ahorro energético y energías alternativas
Ciclo de los materiales	Entradas Salidas Generación de residuos Tratamiento y reciclaje Balance ecológico
Ruido	Ruido
Atmósfera	Contaminación Confort ambiental
Entorno Natural	Calidad Deforestación y desertización
Bioodiversidad	Biodiversidad
Subsistema Territorial-Urbano	
Suelo Urbano	Superficie Distribución de usos urbanos Áreas urbanas abandonadas Áreas de expansión urbana Distribución de usos urbanos
Transporte y Movilidad	Infraestructuras de transporte Usos modales Volumen de tráfico y congestión
Vivienda	Tamaño Tipología Equipamiento Viviendas ecológicas
Equipamiento Urbano	Espacios abiertos Salud Telecomunicaciones Aparcamiento Mercado OcioCultural Educativo DeportivoAdministrativo
Sistema Verde	CantidadAccesibilidadCalidad
Paisaje Urbano	UrbanismoVida urbana

CONTINÚA →

Cuadro 3.10. Áreas estratégicas y ámbitos específicos

CONTINUACIÓN

Áreas Estratégicas	Ámbitos
Subsitema Socio-económico	
Población	Población total Densidad Tasa dependencia
Educación y Formación	Educación y formación Educación e información ambiental
Salud pública y Seguridad Ciudadana	Salud Seguridad ciudadana
Participación y Diversidad Social	Participación Actividad social Solidaridad Asociacionismo
Renta y Consumo	Renta Bienestar Consumo y ahorro Vivienda
Actividad Económica y Empleo	Mercado de vivienda Empleo Distribución sectorial VAB y empleo Sector público
Tecnología y Gestión del Medio Ambiente	Administración Empresas Sociedad I+D

FUENTE: CMA (2001c)

Cuadro 3.11. Indicadores propuestos para la CMA

Áreas Estratégicas	Indicadores Esenciales
Población	Numero de habitantes de la ciudad y de la conurbación. Distribución por sexo y edad Densidad de población
Suelo Urbano	Superficie total (Km2) de la aglomeración urbana (ciudad compacta + conurbación). Usos mayoritarios del suelo (dotacional, residencial. etc.) %. % de superficie abandonada o contaminada. Área cubierta por infraestructuras de transportes. Áreas verdes y espacios abiertos/ superficie urbana.
Vivienda	M^2 de vivienda por persona. % viviendas con plaza de aparcamiento privada. Nº de viviendas con características bioclimáticas (o certificación AENOR)
Transporte y Movilidad	Nº de vehículos por habitante y Km^2. Nº de plazas de aparcamiento público por hab.y Km^2 Kms. carril-bici. (y % sobre total de km. carriles bus). Nº de desplazamientos cortos diarios. (en km. por hab.) y (% modos de transporte) Longitud total del viario y porcentaje de autovías y vías de doble calzada/ total del área urbana. Intensidad media de tráfico en las principales rutas de acceso a la ciudad y en el centro urbano. Nº de accidentes de tráfico. Gasto e inversión pública en transporte y tráfico.
Agua	Consumo urbano de agua (por usos y por hab. y día). % Consumo aguas subterráneas sobre el total de consumo. Calidad agua. Número de días al año que los estándares de agua potable de la OMS no son cumplidos (aguas superficiales y subterráneas). Sequía. Nº de días en que los embalses están por debajo del 30% de su capacidad. % Pérdidas en la canalización y distribución de agua urbana. % de aguas residuales tratadas (por tipo de tratamiento). % de agua reciclada o re-utilizada (para riego básicamente).
Energía	Consumo de electricidad (por habitante). Consumo de gasolina (por habitante). % de edificios con energía solar. % energías alternativas sobre el total de consumo energético en la ciudad.
Ciclo de los Materiales	Cantidad de mercancías transportadas con origen o destino en la ciudad (en Kg.). Volumen de residuos generados (por habitante y composición) al año. Cantidad y calidad de residuos peligrosos. Recogida selectiva (vidrio, plástico, papel-cartón, pilas).Volumen recogido. % de residuos llevados a vertederos incontrolados. Volumen vertido. % de residuos tratados (por tipo de tratamiento). Volumen incinerado. % de residuos recuperados que son reciclados o reutilizados.
Ruido	% de población expuesta a niveles de ruido superior a 65dB. y 75 dB. Nº de denuncias o sanciones debidas al ruido.
Atmósfera	Días al año que el municipio no supera los estándares de calidad de aire. Inmisiones totales (por sectores y substancias como CO2 , NOx , SO2 , O3 y PPS).

CONTINÚA →

Cuadro 3.11. Indicadores propuestos para la CMA

CONTINUACIÓN

Áreas Estratégicas	Indicadores Esenciales
Entorno Natural y Biodiversidad	Número de especies vegetales con edad superior a 100 años. Nº de especies de aves acuáticas/rapaces. % del término municipal ocupado por espacios naturales protegidos.
Sistema Verde	M2 de zonas verde/habitante. % de personas a 15 minutos caminando de una zona verde. % de zonas verdes con especies autóctonas. % del término municipal ocupado por usos forestales. Superf. parques periurbanos.
Paisaje Urbano	% porcentaje de edificios protegidos del centro histórico. Nº de itinerarios turístico/histórico urbanos. %Calles peatonales/viario urbano en centro histórico.
Educación y Formación	Niveles educativos de la población urbana (por sexo y edad). Cursos de formación y educación ambiental (nº de alumnos).
Actividad Económica	Empleo. Tasa de paro y empleo (% por sectores). Participación laboral de la mujer. Tasa de dependencia.
Renta y Consumo	Nivel de renta media per capita. Nº de personas sin hogar. Coste medio de la vivienda.
Salud y Segur. Ciudadana	% residentes inmigrantes no nacionales. Tasa criminalidad.
Participación y Diversidad Soc.	% Participación en las últimas elecciones locales.Voluntariado ambiental.
Equipamiento	Nº de pabellones y recintos deportivos multiusos. Nº de centros de estudios superiores. Nº de camas hospitalarias por habitante. Nº museos, galerías de arte y casas-museo. Nº de sesiones de cines y represent. de teatro al año.
Tecnología y Gestión del M. Ambiente	% Gasto en medidas de política ambiental por sectores (agua, residuos, atmósfera, educación, equipamiento, gestión, tasas ambientales, tecnología). Nº de empresas especializadas en servicios ambientales o biotecnología. Centros I+D ambiental.

FUENTE: CMA (2001c)

3.5. Conclusiones

De la lectura de este capítulo se derivan dos grupos de reflexiones. Por un lado, los aspectos básicos al enfoque de los indicadores y en particular los indicadores ambientales, mientras que otras cuestiones se centran específicamente en los indicadores de desarrollo sostenible.

En el primer bloque de ideas, destacan aquellas orientadas a identificar el concepto de indicador y los requisitos que ha de cumplir una medida para ser considerada buen indicador. La diferencia entre indicador e índice resulta asimismo importante, pues este trabajo concluye con la elaboración de una serie de medidas sintéticas o índices de desarrollo sostenible urbano.

En relación a los indicadores ecológicos y de sostenibilidad, destacan las aportaciones que desde organismos internacionales como la Unión Europea, la OCDE y sobre todo Naciones Unidas, se han realizado en este sentido. De nuevo dentro del enfoque de los indicadores de sostenibilidad, se aprecia una gran heterogeneidad, distinguiéndose no obstante la siguiente clasificación: indicadores físicos, centrados en la representación en términos físicos de los efectos que sobre el medio tienen las actividades humanas; indicadores denominados *integrales,* al conjugar junto a los anteriores, aquellos aspectos referidos a las cuestiones socioeconómicas y los indicadores perceptivos.

Un aspecto importante es la definición de los valores de referencia sobre los que evaluar, en términos de distancias, los indicadores de sostenibilidad. Sobre este tema se puede concluir que no existe un consenso metodológico, si bien se puede definir que los sistemas de referencia suelen utilizar valores máximos o mínimos, valores *target* u objetivo y valores críticos o umbrales de referencia. Tradicionalmente se ha concedido excesivo énfasis a la hora de elegir el mejor método de referenciación, sin embargo, metaanálisis realizados en esta materia indican que, de cara a su utilización en la evaluación de políticas hacia la sostenibilidad, se obtienen resultados muy similares y por tanto complementarios.

En la última parte de este capítulo se describe una amplia gama de metodologías internacionales denominadas genéricamente indicadores medioambientales, ecológicos y de desarrollo sostenible, aplicados a la esfera urbana. No obstante, se ha de puntualizar que su finalidad no es la medición directa de la sostenibilidad urbana, sino la cuantificación de ciertos efectos y componentes de la misma, así como una aproximación más cercana a la toma de decisiones. En este sentido, se coincide con la idea de Boisvert *et al.* (1998:111), que señalan que "ni los indicadores ecológicos ni los indicadores ambientales de la OCDE fueron originalmente diseñados con referencia al desarrollo sostenible". Estos indicadores no ofrecen valores guía o de referencia hacia el desarrollo sostenible, sino que ayudan simplemente a mejorar la información ambiental y el conocimiento de las interrelaciones entre ecosistemas naturales y artificiales, hecho básico para poder implementar una política coherente hacia el desarrollo sostenible urbano.

Parte II. Metodologías y Análisis Empírico

4. Métodos de Análisis Aplicados

Introducción

Revisadas los principales teorías referidas a la modelización de la sostenibilidad, así como a su medición en base al uso de indicadores, en los siguientes capítulos se trata de avanzar en la opción de la definición de un indicador sintético de calidad del desarrollo urbano aplicado a las ciudades más pobladas de Andalucía.

A la hora de elaborar índices o indicadores sintéticos existe una larga tradición en materia de predicción y análisis de ciclos económicos[232]. De las múltiples posibilidades metodológicas existentes, tras una serie de comentarios generales referidos al uso de técnicas multivariantes, en este capítulo se exponen sucintamente los tres métodos de análisis estadístico que se aplicarán seguidamente para la obtención de dicho índice. Se han seleccionado básicamente tres métodos de análisis multivariante:

a) Análisis de Componentes Principales (ACP). Se trata de la técnica con mayor aceptación en la elaboración de índices aplicados ampliamente a todos los ámbitos de las ciencias sociales y ambientales.

b) Análisis de la Distancia P_2 (ADP_2). Como método representativo del grupo de técnicas referidas a la medición de distancias, el índice DP_2 se ha aplicado a la elaboración de indicadores sintéticos en Economía.

c) Agregación de Conjuntos Difusos (ACD). Esta técnica se basa en la teoría de los conjuntos difusos (fuzzy sets theory) como forma para salvar la vaguedad e imprecisión de la información estadística disponible y del concepto a medir, el desarrollo.

Finalmente, se enuncian los principales condicionantes derivados de un enfoque basado en el uso de indicadores como medida del desarrollo a partir de sus componentes, así como las propiedades que ha de cumplir un buen índice.

4.1. Bases para la aplicación de métodos multivariantes en la elaboración de índices de desarrollo

En análisis empíricos centrados en la Economía Regional, para obtener una única medida explicativa del nivel de desarrollo o bienestar de un territorio, se recurre a modelos que tratan de determinar estructuras latentes en un conjunto de variables (Martín, 1988; Pulido y Cabrer, 1994). Básicamente se puede distinguir entre técnicas basadas en el análisis de la correlación existente, o bien metodologías centradas en la regresión múltiple y modelos econométricos.

Dentro de los modelos basados en el análisis de la correlación observada, el procedimiento genérico que se sigue tras la definición del modelo inicial es:

232. Entre otras referencias clásicas, destacan Burns y Mitchell (1946), Hymans (1973), Auerbach (1982) y Lahiri y Moore (1991), así como Maravall (1989), Melis (1983) e INE (1994) en España. No obstante, autores como Koopmans (1947) critican abiertamente la construcción de indicadores sintéticos sin la adecuada base teórica previa.

1. Identificación y selección de las variables e indicadores relevantes. Definidas las variables significativas del modelo *a priori,* se seleccionan los indicadores que reflejen su valor, en base unas veces a la correlación observada entre los indicadores y el objetivo de medida, otras a la variancia explicada por las mismos.

2. Normalización. La estandarización se realiza con el objetivo de salvar, en el caso de variables cuantitativas, el problema derivado de la distinta unidad de medida y la forma funcional de los indicadores.

3. Ponderación. Como ya se ha comentado en el apartado referido a los indicadores de sostenibilidad (epígrafe 3.3), se trata de la cuestión crucial en la definición del índice final. Básicamente pueden utilizarse como ponderaciones los pesos implícitos en el modelo empírico, otros basados en hipótesis sobre su importancia en términos del objetivo final, o bien medidas subjetivas. En este punto resulta importante la definición de niveles críticos para la sostenibilidad.

4. Agregación y cálculo.

5. Interpretación o evaluación.

Como aparece en la mayoría de textos de referencia para el análisis multivariante clásico (Kendall, 1975; Lebart *et al.*, 1977; Anderson, 1984), el objetivo principal del mismo es el conocimiento del comportamiento colectivo de un conjunto de variables interrelacionadas de forma que sus efectos no pueden interpretarse únicamente por separado. El análisis se centra en la definición e interpretación del valor teórico. Este valor se define como una combinación lineal de la realización de las variables aleatorias (X_j) con ponderaciones (w_j) determinadas empíricamente por la técnica multivariante específica:

Valor Teórico: $w_1 X_1 + w_2 X_2 + ...+ w_j X_j + ... + w_p X_p$

Dependiendo de la técnica multivariante, el valor teórico tendrá una función definida en base al tipo de análisis realizado: de dependencia o de interdependencia. Por ejemplo, en el Análisis Factorial, técnica para el análisis de la interdependencia, el valor teórico trata de representar las estructuras subyacentes o la dimensionalidad de las variables tal y como se representan en sus correlaciones.

Los pasos genéricos de todo análisis multivariante suelen ser los siguientes (Anderson, 1984):

1. Definición del objetivo de la investigación, así como de la técnica multivariante conveniente.

2. Desarrollo y planificación del análisis, formulando los supuestos básicos del análisis multivariante.

3. Evaluación de los supuestos básicos y su incidencia en la capacidad para representar las relaciones multivariantes.

4. Estimación del modelo multivariante y valoración del ajuste del modelo.

5. Interpretación del valor teórico para identificar la evidencia empírica de las relaciones multivariantes de los datos.

Una cuestión previa a la aplicación de la técnica multivariante es el análisis de los datos, hecho que redundará en un mejor conocimiento de las relaciones entre las variables así como una mejor fiabilidad en los resultados obtenidos. Para ello puede realizarse el siguiente procedimiento (Hair *et al.*, 1999):

1. Descripción de los datos. Mediante el habitual análisis estadístico de medidas descriptivas, etc.

2. Identificación y tratamiento de los datos ausentes y atípicos. Estableciendo las posibles causas, lo que llevará a distintos procedimientos en cada caso, tales como el mantenimiento de las variables o casos con este tipo de problemas, aplicar técnicas de imputación, o bien la eliminación del análisis.

3. Verificación de los supuestos del análisis multivariante sobre las variables individuales, su distribución conjunta y el valor teórico final. Estos supuestos varían en cada técnica, pasando por la normalidad, la linealidad, la homoscedasticidad o la ausencia de correlación en los errores.

4.1.1. Hipótesis y requisitos generales para los indicadores sintéticos

Además de los supuestos derivados de la técnica multivariante específica es necesario definir otro tipo de hipótesis por la naturaleza del análisis en sí. El hecho de que se trate de medir la calidad del desarrollo mediante el análisis de sus componentes en base al uso de indicadores, hace tan necesario como evidente definir las siguientes hipótesis iniciales[233] (Pena, 1977):

233. La importancia de estas hipótesis es clara dado que el instrumento de las dos primeras técnicas es el análisis de la correlación existente entre las variables consideradas.

• Hipótesis I. Completitud. Se supone que el número de los componentes del desarrollo es completo, en el sentido de que están representadas todas las propiedades relacionadas con el objetivo buscado por el índice global.

• Hipótesis II. Bondad de los indicadores simples. Se acepta que los indicadores parciales o simples son "buenos" en el sentido de que miden adecuadamente los estados en que se encuentra cada componente en el momento del tiempo a que se refiere (se minimizan los errores de medición).

• Hipótesis III. Objetividad. Se acepta que la finalidad buscada por el indicador sintético puede ser debidamente alcanzada mediante indicadores simples objetivos, no necesitándose, por tanto, la utilización de indicadores de percepción para el conocimiento del problema.

Siguiendo a Pena (1977), es importante definir las condiciones que *a priori* han de exigirse a un indicador sintético genérico *"I"*:

• Postulado I. Existencia y Determinación. La función matemática que define el índice ha de existir y tener solución.

• Postulado II. Monotonía. El índice ha de responder positivamente a una modificación positiva de los componentes y negativamente a una modificación negativa. Ello obliga en algunos casos a cambiar el signo de los indicadores cuya correlación sea negativa con el objetivo a medir (desarrollo).

• Postulado III. Unicidad. El índice ha de ser único para una situación dada.

• Postulado IV. Invariancia. El índice ha de ser invariante respecto a un cambio de origen o de escala de los componentes.

• Postulado V. Homogeneidad. La función matemática que define el índice $I=f(I_1,I_2,...,I_m)$ ha de ser homogénea de grado uno. Este postulado es vital para la cardinalidad del índice:

$$f(c\cdot I_1,c\cdot I_2,...,c\cdot I_m)=c\cdot f(I_1, I_2,...,I_m)$$

• Postulado VI. Transitividad. Si (a), (b) y (c) son tres situaciones distintas del objetivo medible por el índice, e I(a), I(b) e I(c) son los valores del indicador correspondiente a esas tres situaciones, debe verificarse que:

$$[I(a) > I(b) > I(c)] \Rightarrow [I(a) > I(c)]$$

• Postulado VII. Exhaustividad. El índice debe ser tal que aproveche al máximo y de forma útil la información suministrada por los indicadores simples.

Los índices elaborados mediante el DP_2 cumplen estas condiciones, sin embargo, los indicadores basados en el Análisis Factorial no cumplen las propiedades siguientes (Zarzosa, 1996):

a) El postulado III (si la extracción de los factores no es mediante el método de los componentes principales),

b) El postulado IV (se han de estandarizar previamente los indicadores),

c) El postulado V, pues no se derivan medidas cardinales, sólo ordinales.

d) El postulado VI, pues al modificar la matriz inicial y añadir un nuevo elemento o variable puede afectar a las ordenaciones finales en las puntuaciones de los factores.

Considerando como objetivo el establecimiento de una medida sintética del desarrollo[234], diversas críticas pueden efectuarse sobre las metodologías seleccionadas, tanto sobre los índices elaborados a partir de componentes principales como en las medidas de distancia. La principal se centra en el no cumplimiento de alguna de las hipótesis de partida arriba comentadas, lo que sumado a la asignación de ponderaciones en base a correlaciones empíricas, puede llevar a resultados alejados a la realidad. Si no se realiza una selección correcta de los indicadores simples, o si ésta no abarca las principales dimensiones del objeto de estudio, difícilmente el índice final "indicará" algo representativo acerca de la cuestión principal.

Aplicando estas técnicas, la medida del grado de desarrollo a partir de un conjunto completo de indicadores representativos de las esferas social, económica y ambiental no provee una información directa sobre la sostenibilidad del ámbito en cuestión. En este trabajo se reconocen las limitaciones derivadas del uso de medidas sintéticas para el desarrollo cualificado como sostenible, así como aquellas otras específicas de las metodologías multivariantes, todas centradas en el supuesto de linealidad en las relaciones entre variables.

234. Muchas son las críticas sobre el uso de medidas sintéticas del desarrollo centradas en los problemas que conlleva la selección correcta de los indicadores, su comparabilidad, la generalización excesiva, los efectos compensatorios, la mayor importancia de factores como el crecimiento económico o la renta, etc.

4.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

4.2.1. Análisis Factorial y Análisis de Componentes Principales

El Análisis Factorial puede considerarse como un conjunto de técnicas de interdependencia cuyo principal objetivo es definir la estructura subyacente en una matriz amplia de datos. Entre las mismas se encuentra el Análisis de Componentes Principales (ACP), uno de los procedimientos propios de la estadística descriptiva más utilizados para sintetizar la información contenida en un número elevado de indicadores sobre diversos factores determinantes del nivel de desarrollo, calidad de vida, bienestar, etc[235].

El objetivo específico del ACP, en palabras de Uriel (1995:343), "es explicar la mayor parte de la variabilidad total observada en un conjunto de variables con el menor número de componentes posibles". Se trata pues de reducir la dimensión original de un conjunto de *p* variables observadas llamadas *originales*, correlacionadas entre sí, en un nuevo conjunto de *m* variables ortogonales (no correlacionadas), denominadas *componentes principales*.

A partir de las correlaciones observadas entre las variables originales, se definen unas dimensiones subyacentes (los valores teóricos), que son los componentes principales, obtenidos como combinaciones lineales de las variables originales[236]. Obtenidos los componentes o factores, mediante la observación de las cargas factoriales, se consigue una mayor interpretabilidad de las relaciones existentes entre los datos, así como la definición del grado de explicabilidad de cada variable, afrontándose con todo ello el objetivo principal de este análisis: el resumen y la reducción de los datos en un conjunto más pequeño de variables con la menor pérdida de información posible.

En referencia a los supuestos básicos del ACP, gracias a que se trata de una técnica con una clara base geométrica (Pearson, 1901), se pueden relajar o no considerar en sentido estricto aquellos referidos a normalidad y homoscedasticidad[237] (Sánchez, 1984; Uriel, 1995). No obstante, dado que la clave del análisis radica en la correlación lineal, resulta deseable cierto grado de multicolinealidad[238].

Realizados los pasos previos de la investigación multivariante arriba comentados, se seleccionan las variables relevantes a incluir en el análisis. Ha de puntualizarse que, como señalan Hair *et al.* (1999), el ACP siempre producirá componentes, por lo que ha de minimizarse el número de variables a incluir y no proceder a seleccionar grandes cantidades de variables de forma indiscriminada, lo que conduciría a malos resultados (el conocido problema de "basura de entrada, basura de salida") y correlaciones deshonestas.

Otra característica de esta metodología es la necesidad de trabajar con variables medidas en una escala de intervalo o razón[239]. La existencia de variables con menos categorías o incluso dicotómicas reducirá las correlaciones afectando al Análisis Factorial[240]. La justificación a esta restricción es la baja robustez del coeficiente de correlación de Pearson a la no linealidad y a la presencia de variables con observaciones anómalas. Asimismo, es necesario trabajar con una base de datos completa, realizándose por ello un tratamiento de valores ausentes previos en su caso.

---

235. Estas técnicas son desarrolladas inicialmente por Pearson (1901), Spearman (1904), Hotelling (1933) y Rao (1965), siendo muy utilizadas en análisis psicosociales por la Escuela de Chicago, con Thurstone (1947) o Vernon (1950) entre otros. Se pueden citar numerosas referencias, entre las que destacan desde una perspectiva metodológica: Kendall (1975), Harman (1976), Lebart *et al.* (1977), Anderson (1984), Comrey (1985), Dillon y Goldstein (1984), Johnson y Wichern (1998) y Hair *et al.* (1999). En España son importantes las referencias a Cuadras (1981), Sánchez (1984), Mallo (1985), Batista y Martínez (1989) y Uriel (1995), entre otros. De entre las aplicaciones del ACP al ámbito de estudio de este trabajo destacan King (1974), Ram (1982), Slottje *et al.* (1991), Young (1999), Lai (2000) y en España INE (1986;1991), Somarriba y López (2000), entre otros.

236. Se recuerda que un supuesto básico de esta técnica es la existencia de relaciones lineales entre las variables, hecho que, como argumenta Pena (1977), no resulta excesivamente restrictivo en análisis centrados en el desarrollo socioeconómico a la hora de identificar relaciones causa-efecto.

237. Lógicamente, ello supondrá una menor correlación observada entre las variables así como la posible inconsistencia posterior al aplicar test estadísticos de significación sobre los factores, hecho no obstante poco frecuente (Hair *et al.*, 1999).

238. De hecho puede aplicarse un contraste de esfericidad de Bartlett (1950) para verificar la hipótesis de correlación entre cada par de variables. No obstante, ante la presencia de medidas con cierto grado de heterogeneidad y muy diferentes escalas se opta por el uso de las variables estandarizadas (ACP normado).

239. En este sentido, Uriel (1995) aboga directamente por el uso de variables ratio, dado que eliminan el problema de magnitud o escala que enmascara otras características más profundas (*Op. cit.* pág. 333). No obstante, esta práctica acarrea otro tipo de problemática, modificando la forma de la distribución y concediendo quizás demasiada importancia a casos que en términos absolutos estarían localizados en las colas de la distribución de cada variable.

240. Como señalan García *et al.* (2000), cuando se trabaja con variables categóricas o dicotómicas el coeficiente de correlación de Pearson pierde validez siendo necesarios otros coeficientes basados en la Chi-cuadrado (C de Contingencia, V de Cramer) o los coeficientes phi respectivamente. No obstante en esos casos es recomendable el uso de otras técnicas multivariantes como el Escalamiento Multidimensional, el Análisis de Correspondencias o el Análisis de Conglomerados jerárquico.

Los siguientes pasos suponen la elección de unas técnicas u otras, dentro del Análisis Factorial[241], por lo que pueden variar en cada investigación aplicada. No obstante, en el análisis empírico que sigue a este capítulo, el procedimiento general a seguir es el propio de un análisis de componentes principales normado.

4.2.2. Aplicación del ACP para la elaboración de un indicador sintético

Se ha comentado que para elaborar un indicador sintético o índice que resuma la variabilidad observada en un conjunto de variables, definiendo así el comportamiento de una variable latente (p.e.: el desarrollo), el Análisis Factorial y en concreto su variante ACP, constituye un instrumento de análisis empírico muy útil. Los pasos a seguir para elaborar esta medida son los siguientes.

4.2.2.1. Definición de la matriz de correlaciones

Se parte de la matriz de variables originales *X* que recoge la información inicial de la muestra de *n* casos sobre *p* variables:

$$X=\begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} & \dots & X_{1p} \\ X_{21} & X_{22} & \dots & X_{2p} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ X_{n1} & X_{n2} & \dots & X_{np} \end{bmatrix}$$

La matriz de variancias y covariancias muestrales *V* queda definida como:

$$V=\begin{bmatrix} S_1^2 & S_{12} & \dots & S_{1p} \\ S_{21} & S_2^2 & \dots & S_{2p} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ S_{p1} & S_{p2} & \dots & S_p^2 \end{bmatrix}$$

Cuya diagonal principal está compuesta de variancias iguales a la unidad cuando las variables están tipificadas.

Asimismo, a partir de se puede calcular la matriz de correlaciones muestral. Esta matriz informa sobre la concomitancia en la variación observada entre pares de variables que se tratará de explicar con el menor número de factores (variables latentes)[242]. Las variables que muestran una muy baja correlación son candidatas a ser eliminadas del análisis:

$$R=\begin{bmatrix} 1 & r_{12} & \dots & r_{ip} \\ r_{21} & 1 & \dots & r_{2p} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ r_{p1} & r_{p2} & \dots & 1 \end{bmatrix}$$

4.2.2.2. Obtención de las componentes principales

El ACP trata de explicar la mayor parte de la variabilidad total observada en un conjunto de variables con el menor número de componentes principales[243]. Los componentes son una nueva clase de variables independientes entre sí (ortogonales) y funciones lineales de las variables originales, con la propiedad de tener la variancia máxima. Estos componentes están jerarquizados en base a la información que incorporan, medida por el porcentaje de variancia total explicada de la matriz de datos originales. La obtención de los componentes es la que sigue (Uriel, 1995).

La primera componente principal Z_{li} se expresa como combinación lineal de las *p* variables originales, donde u_{li} son las ponderaciones:

---

241. La mayoría de autores constatan cierto grado de confusión entre el ACP y el Análisis Factorial común, a pesar de las diferencias en sus objetivos, sus características y su grado de formalización (Uriel, 1995). Sin duda, a ello contribuye el hecho de que el ACP sea una de las posibles técnicas aplicables para la definición de la primera matriz factorial en el Análisis Factorial. Sin embargo, el objetivo del presente trabajo no pasa por el análisis exhaustivo de ambos métodos. El ACP es la técnica de uso generalizado dado que no presenta los problemas prácticos del Análisis Factorial común tales como indeterminación de factores (las puntuaciones u ordenaciones resultado del análisis no son únicas para cada caso) o la dificultad en el cálculo empírico de la variancia común. No obstante, diversas investigaciones apuntan a la convergencia de ambos resultados (Velicer y Jackson, 1990).

242. Si se parte de variables con las mismas unidades de medida, se puede realizar el análisis en base a la matriz de covariancias, no obstante las variables con variancias muy elevadas introducirán un sesgo dominando los componentes iniciales (Jolliffe, 1986). Por ello es preferible extraer los componentes a partir de R, lo que equivale a hacerlo a partir de la matriz inicial con los valores estandarizados, concediendo a todas las variables la misma importancia (ACP normado). Una tercera alternativa pasa por el ACP ponderado, en el que a cada variable o grupo de éstas se le asignan distintos pesos relativos (p.e.: la inversa de la raíz de la desviación típica de los valores propios obtenidos en un ACP previo).

243. La variancia total puede dividirse en tres partes diferenciadas: variancia común, variancia específica y error. El ACP incluye las unidades en la diagonal de la matriz de correlación para que la matriz factorial considere la variancia completa. El Análisis Factorial común por el contrario incorpora en la diagonal únicamente la variancia compartida. Los primeros componentes del ACP, a diferencia de los derivados del Análisis Factorial, contienen proporciones bajas de la variancia común y de aquella derivada del error.

$$\begin{bmatrix} Z_{11} \\ Z_{12} \\ \dots \\ Z_{1n} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_{11} & X_{21} & \dots & X_{p1} \\ X_{12} & X_{22} & \dots & X_{p2} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ X_{1n} & X_{2n} & \dots & X_{pn} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} u_{11} \\ u_{12} \\ \dots \\ u_{1p} \end{bmatrix}$$

De forma matricial resumida, el componente z_1 será:

$$z_1=Xu_1$$

La primera componente se obtiene maximizando su variancia $Var(z_1)$, sujeta a la restricción de que la suma de sus ponderaciones (u_{1j}) al cuadrado sea igual a la unidad:

$$\sum_{j=1}^{p} u_{1j}^2=u'_1u_1=1$$

La variancia del primer componente, considerando que su media es cero, viene dada por:

$$Var(z_1)=\frac{\sum_{i=1}^{n} Z_{1i}^2}{n}=\frac{1}{n}z'_1z_1=\frac{1}{n}u'_1X'Xu_1=u'_1\left[\frac{1}{n}X'X\right]u_1$$

Si las variables están tipificadas, $\left[\frac{1}{n}X'X\right]$ es la matriz de correlaciones R. Si las variables están expresadas en desviaciones respecto a la media, esa expresión es la matriz de covariancias muestral V. Siguiendo la descripción sobre la base de la matriz V, la expresión de la variancia es:

$$Var(z_1)=u'_1Vu_1$$

Para maximizar esa función sujeta a la restricción $\sum_{j=1}^{p} u_{1j}^2=u'_1u_1=1$, se conforma el langrangiano a maximizar:

$$L=u_1'Vu_1-\lambda(u'_1u_1-1)$$

Derivando respecto a u_1 e igualando a cero:

$$\frac{\partial L}{\partial u_1}=2Vu_1-2\lambda u_1=0,\ (V-\lambda I)u_1=0$$

Al resolver esa expresión se obtienen raíces características o autovalores (eigenvalues). El vector u_1 es el vector característico (eigenvector) correspondiente a la raíz característica mayor (λ_1) de la matriz V.

El resto de componentes se obtienen de forma análoga. Para el siguiente componente z_2 se impone además de $u'_2u_2=1$, la condición de que no esté correlacionado con el anterior: $u'_2u_1=0$ y así para todos los p componentes. Para el componente genérico Z_h:

$$u'_hu_h=1$$
$$u'_hu_1=u'_hu_2=\dots=u'_hu_{h-1}=0$$

Es decir, que no estén correlacionados los componentes.

El vector de ponderaciones u_h para el componente z_h está asociado a la raíz característica λ_h, una vez ordenadas éstas de mayor a menor.

Para considerar la proporción de la variancia total explicada por cada componente, es necesario determinar la variancia de las componentes. Dada la condición impuesta de que $u'_hu_h=1$, la variancia del componente z_h es precisamente la raíz característica λ_h a la que va asociada:

$$Var(z_h)=u'_hVu_h=\lambda_h$$

La variabilidad total observada en las variables originales puede definirse como la suma de sus variancias, las cuales aparecen en la diagonal principal de la matriz. La traza, suma de los elementos de la diagonal principal, de la matriz es precisamente esa variancia total:

$$Traza\ (V)=\sum_{h=1}^{p}\lambda_h$$

Por consiguiente, el componente z_h explica una proporción P_h de la variación total en los datos originales igual a[244]:

$$P_h=\frac{\lambda_h}{Traza\ (V)}$$

Resulta habitual determinar las covariancias y las correlaciones entre las variables originales y los componentes principales. La covariancia entre la variable X_j y la componente Z_h es:

$$Cov(X_j, Z_h)=\lambda_h u_{hj}$$

244. Si en vez de partir de la matriz V se trabaja con la matriz R, la $Traza\ (R)=p$, por lo que $P_h=\frac{\lambda_h}{p}$

La correlación entre la variable tipificada X_j y la componente Z_h es:

$$r_{jh} = \frac{\lambda_h u_{hj}}{\sqrt{var\,(X_j)}\sqrt{\lambda_h}} = u_{hj}\sqrt{\lambda_h}$$

Este coeficiente es el que conforma la denominada *matriz factorial, de componentes o de cargas factoriales.*

Por otro lado, el Análisis Factorial propiamente dicho tiene una finalidad inferencial más acusada. Se plantea como objetivo explicar únicamente las interrelaciones entre las variables, mediante el análisis de la variancia común compartida por todas las variables objeto de análisis (comunalidades). En este caso, las variables originales son las variables dependientes y vienen explicadas por los factores comunes no observables. A la hora de extraer la matriz de factores inicial se pueden aplicar distintos métodos alternativos. Los dos más importantes son el método de ejes principales y el método de componentes principales[245], este último muy similar al ACP pues parte de la matriz de componentes resultante del mismo.

4.2.2.3. Selección del número de componentes

Sobre la base de la información recogida en las raíces características (autovalores) hay diversos criterios para decidir el número razonable de factores que permita definir la estructura correcta de los datos y posibilite su posterior interpretación. Los criterios más importantes son[246]:

a) Criterio de la media aritmética o de la raíz latente (Kaiser, 1958). Se basa en la selección del número de factores cuya raíz característica λ_j supere el valor medio de las raíces características. En el caso de variables tipificadas (donde $\sum_{j=1}^{p}\lambda_j = p$), este criterio se traduce en seleccionar las componentes cuya raíz característica sea mayor que 1[247].

b) Contraste de caída (Cattell, 1965). Este contraste parte de la representación gráfica de las raíces características para cada componente en orden decreciente (gráfico de sedimentación). Se escogen las componentes hasta el punto en que la curva descendente comience a ser una línea horizontal (zona de sedimentación), lo que indica que a partir de ese punto la proporción de variancia explicada no compartida es demasiado grande.

c) Porcentaje de variancia explicada. El criterio de la variancia explicada radica precisamente en acumular el porcentaje de variancia explicada por las componentes o factores hasta llegar a un nivel mínimo (en investigaciones sociales suele ser en torno al 60-70%), en relación con el número de variables y observaciones. Otra alternativa consiste en escoger suficientes componentes para explicar o discriminar entre subconjuntos muestrales que *a priori* se puedan delimitar.

4.2.2.4. Interpretación de los componentes

En ocasiones, los componentes seleccionados inicialmente en la matriz de cargas factoriales permiten una interpretación clara de las variables que comprenden cada uno de ellos y de cuáles son más representativas dentro de los mismos. Básicamente el ACP, como técnica de reducción estadística, concluye en este punto a falta de la aplicación de los resultados del análisis.

Por otro lado, para facilitar la interpretación, lo habitual es realizar la rotación de los factores consiguiendo soluciones factoriales menos ambiguas y más significativas. La rotación de factores es una técnica iterativa que supone girar en el origen los ejes de referencia de los factores hasta alcanzar cierta posición. Si la rotación es *ortogonal* se giran 90 grados respecto a los de referencia. Si la rotación es *oblicua* no se plantean restricciones al ángulo de giro[248]. Identificadas las variables con mayor carga o influencia sobre cada factor se puede proceder a etiquetar o nombrar el factor.

245. Se trata de los dos métodos más importantes, sin embargo pueden mencionarse otros tales como el de Máxima Verosimilitud, Mínimos Cuadrados No Ponderados, Mínimos Cuadrados Generalizados, Factorización Alfa y Factorización Imagen.

246. Otras técnicas vienen recogidas en Cuadras (1996:286-291).

247. Jolliffe (1972) propone, en base a simulaciones, que el valor límite para seleccionar un componente puede llegar a ser 0,7. No obstante, este hecho repercute en una menor explicabilidad de la variancia total del componente en cuestión, que ni siquiera explica la variancia contenida en una variable.

248. El tipo de rotación más usada es la ortogonal al mantener independientes los componentes finales. Por su parte, la rotación oblicua muestra una mayor interpretabilidad, permitiendo que los componentes estén relacionados entre sí. Dentro de los métodos de rotación ortogonal se encuentran distintas técnicas como VARIMAX, EQUAMAX y QUARTIMAX. El método VARIMAX es el más utilizado, consistente en la maximización de la suma de variancias de la matriz de factores. En referencia a la rotación oblicua, no existe un consenso que permita señalar la técnica más frecuente, dependiendo en la mayoría de los casos del paquete de análisis estadístico que se maneje (para SPSS 10.0 se incluyen OBLIMIN directo y PROMAX) y del grado de explicabilidad finalmente obtenido.

4.2.2.5. Aplicación de los resultados del análisis

Bajo el objetivo final de la reducción de datos, se pueden plantear diversos procedimientos alternativos. Si bien no existe un consenso claro sobre este tema, básicamente se pueden agrupar en dos tipos de técnicas: el uso de escalas aditivas o de las puntuaciones en los componentes. Como señalan Hair *et al.* (1999), en la elección del método han de valorarse dos parámetros complementarios: el interés en conseguir una medida que mantenga la ortogonalidad (puntuaciones de los componentes), frente a una medida más aplicable o extrapolable a otros ámbitos (escala aditiva).

En la formulación de escalas aditivas se trata de crear una medida compuesta o sintética a partir de las *variables suplentes.* Éstas son aquellas variables con mayor carga para cada factor seleccionado, actuando como representantes del mismo. Lo habitual es asignar el mismo peso a todos los componentes y combinar las variables suplentes mediante la media aritmética simple[249].

En el caso del cálculo de las puntuaciones factoriales, se parte de la *matriz de coeficientes de puntuaciones de los componentes o factores*[250], la cual muestra los valores de u_{hi} para calcular el valor del componente *h-ésimo* para el caso *i*.

$$Z_{hi}=u_{h1}X_{1i}+u_{h2}X_{2i}+...+u_{hp}X_{pi} \qquad h=1, 2, ..., p \quad i=1,2,..., n$$

Así, todas las variables influyen en alguna medida en la puntuación final del caso. Lo habitual es presentar las puntuaciones de forma tipificada:

$$\frac{Z_{hi}}{\sqrt{\lambda_h}}=\frac{u_{h1}}{\sqrt{\lambda_h}}X_{1i}+\frac{u_{h2}}{\sqrt{\lambda_h}}X_{2i}+...+\frac{u_{hp}}{\sqrt{\lambda_h}}X_{pi}$$

$h=1, 2, ..., p \qquad i=1,2,..., n$

En muchas ocasiones, la aplicación de esta técnica se suele limitar a la selección de la primera componente[251], identificando como indicador sintético la puntuación de los casos para la misma. Otra alternativa es la agregación directa de los primeros componentes, ponderados, por ejemplo, por la desviación típica de cada uno (Peters y Butler, 1970), o bien por el porcentaje de variancia explicada.

A partir de las puntuaciones obtenidas para cada componente también es posible realizar escalas sumativas, agregando los distintos valores de las puntuaciones para cada caso.

No obstante, sea cual sea el procedimiento elegido, resulta conveniente realizar un análisis posterior de la correlación entre este índice y los factores seleccionados, para en cierta forma validar la bondad de los resultados. El paso final consiste en la valoración de la necesidad de cambios en el análisis realizado, desde la eliminación de variables al empleo de otros métodos de selección de factores o rotación. Si el interés del análisis es la generalización de los resultados muestrales se puede proceder por ejemplo a repetir el mismo con una muestra adicional o, si la muestra es suficientemente grande, dividirla en varias submuestras para analizar la robustez de los resultados obtenidos.

4.3. Análisis de la Distancia P_2 (ADP_2)

4.3.1. Medidas de Distancia

Las medidas de distancia o disimilitud constituyen un enfoque muy habitual para el diseño de indicadores sintéticos económicos de coyuntura o medidas del desarrollo, la pobreza y la desigualdad[252]. Como se argumenta en Pena (1977) y Zarzosa (1996), los indicadores sintéticos elaborados sobre la base de las medidas de distancia satisfacen una serie de condiciones exigidas en un espacio métrico:

a) No negatividad. La distancia es un número real único no negativo, tomando únicamente el valor cero cuando los dos vectores sean iguales.

$d_l (X,Z)=0$; *solamente si* $X=Z$.
$d_l (X,Z)>0$; *para todo* $X \neq Z$

b) Conmutatividad. La distancia entre el vector *X* y el vector *Z* es igual a la distancia entre el vector *Z* y el *X*.

$d_l (X,Z)= d_l (Z,X)$.

249. Esta posibilidad es desarrollada por Jolliffe (1973), quien describe varios métodos para seleccionar subconjuntos de variables.
250. Al utilizar el ACP para la extracción de factores se obtienen puntuaciones exactas de los factores para cada observación. En el resto de métodos (salvo factorización imagen y alfa) se ha de realizar una estimación.
251. Siempre y cuando ésta explique un porcentaje suficientemente elevado de la variancia total.
252. Enfoque muy aplicado a la medida del desarrollo (Ivanovic,1963;1974) y la desigualdad entre distribuciones de renta (*vid.* Beckenbach y Bellman, 1961; Atkinson, 1970; Dagum, 1980; Shorrocks, 1982; Ebert, 1984; Chakravarty y Dutta, 1987, entre otros). En Fernández (1992) se hace una revisión acerca de índices de pobreza.

c) Desigualdad triangular. Si se tienen tres vectores definidos en el mismo espacio vectorial tales como *X, Y, Z,* debe verificarse que la suma de las distancias de dos de ellos a un tercero ha de ser mayor o igual que la distancia existente entre ambos.

$$d_I(X,Z) < d_I(X,Y) + d_I(Y,Z).$$

Gracias a ello, estos indicadores pueden utilizarse para comparaciones entre distintos ámbitos y a lo largo del tiempo (siempre y cuando la base temporal sea la misma), dado que se consigue la denominada propiedad del mantenimiento de orden. La introducción de nuevos casos no supone la alteración de la ordenación entre los casos existentes, hecho que no ocurre en los indicadores elaborados a partir del ACP por ejemplo.

Desde la perspectiva de la métrica euclídea, la distancia entre dos vectores o casos *(i,i*)* se define como la raíz de la suma cuadrática de las distancias lineales proyectadas sobre el eje de coordenadas para las *p* variables consideradas:

$$d(i,i') = \sqrt{\sum_{j=1}^{p} (x_{ij} - x_{i'j})^2}$$

En ocasiones, como el análisis multivariante cluster por ejemplo, se trabaja con la distancia euclídea al cuadrado:

$$d^2(i,i') = \sum_{j=1}^{p} (x_{ij} - x_{i'j})^2$$

En notación matricial:

$$d^2(i,i^*) = (x_i - x_{i^*})'(x_i - x_{i^*})$$

O bien también se normaliza[253], dividiéndose entre las variancias de cada variable:

$$d^2(i,i') = \sum_{j=1}^{p} (x_{ij} - x_{i'j})^2 / \sigma^2_j$$

En notación matricial:

$$d^2_e(i,i') = (x_i - x_{i'}) D_x^{-1} (x_i - x_{i'})'$$

Donde D_X es la matriz diagonal con las variancias de las variables.

Una variante de medida de distancia basada en las diferencias al cuadrado se encuentra en la distancia generalizada de Mahalanobis d_m (1936):

$$d^2_m(i,i') = \sum_{j=1}^{p} (x_{ij} - x_{i'j})^2 / \sigma_{ij}$$

En forma matricial:

$$d^2_m(i,i') = (x_i - x_{i'}) C_x^{-1} (x_i - x_{i'})'$$

Donde C_x es la matriz de covariancias.

La distancia d_m frente a la distancia euclídea aporta las ventajas de tener en cuenta la escala de medida de las variables y considerar además la correlación entre las mismas (d_m se hace máxima cuando éstas son incorrelacionadas). Se trata en realidad de la distancia euclídea ponderada por la matriz de covariancias. Sin embargo, no cumple la propiedad de desigualdad triangular, por lo que no es una distancia en un espacio métrico.

Por otra parte, si se deja de lado momentáneamente su interpretación anglosajona, el ACP no resulta un método ajeno al concepto de distancia según la métrica euclídea (Lebart *et al.*, 1995). De hecho, ya desde las bases para su formulación inicial (Pearson, 1901) se trata de encontrar la forma de ajustar hiperplanos según el criterio de mínimos cuadrados ortogonales. Por ello, el ACP también puede contemplarse como un método geométrico de distancias[254] en el que se evalúan las similaridades o distancias entre casos (o variables) considerando el grado de correlación entre las variables de una amplia matriz de datos. De hecho, en el ACP, la distancia entre dos casos *(i, i*)* se puede definir como la distancia de Mahalanobis (Cuadras, 1981) que define la inercia de la nube de puntos.

Frente a estas distancias basadas en diferencias cuadráticas existen otro grupo de medidas de las variaciones de las diferencias en términos absolutos. La distancia absoluta, de bloque, city-block, o también llamada de Manhattan (sus curvas de nivel son cubos) es:

$$d_B(i,i') = \sum_{j=1}^{p} |x_{ij} - x_{i'j}|$$

Sin embargo, esta distancia puede plantear problemas al partir del supuesto de incorrelación entre las variables.

253. Como se señala en Hair *et al.* (1999: 504) el uso de datos no estandarizados implica una inconsistencia en las medidas de distancias derivada del cambio de la escala de las variables.

254. En palabras de Batista y Martínez (1989:34): "la técnica determina un subespacio de dimensión *m (m<p<N)*, que en cierta manera optimiza el ajuste de una nube de puntos, de manera que las distancias medidas en este subespacio, reflejen de la mejor forma posible las distancias reales entre las variables y entre los objetos y sus representaciones respectivas en los espacios R^N y R^P."

Variaciones sobre este tipo de distancias basadas son:

a) La distancia de Chebishev es:

$$d_C(i,i') = max|x_{ij} - x_{i'j}| \; \forall j$$

b) La distancia F de Frechet:

$$d_F(i,i') = \sum_{j=1}^{p} \frac{|x_{ij} - x_{i'j}|}{\sigma_j}$$

En general, la métrica de Minkowski, define la distancia genérica r-métrica:

$$d_M(i,i') = \sqrt[r]{\sum_{j=1}^{p} |x_{ij} - x_{i'j}|^r} \quad ;r = 1, 2, 3,...$$

Donde x'_{ij} es el elemento *j* del vector *i* de tamaño p, x'_{i^*j} es el elemento *j* del vector *i** y *r* es el factor de Minkowski. Esta norma coincide con la distancia euclídea cuando *r=2* y con la distancia absoluta (métrica de Hamming) cuando *r=1*.

La distancia *I* (d_I) de Ivanovic (1963; 1974), es usada ampliamente para la elaboración de indicadores sintéticos de pobreza, cuyo caso particular es la distancia de Frechet. La distancia I es aplicada como medida de disimilitud entre casos o respecto a un caso estándar con relación a un conjunto de *p* variables incluidas en el vector *X*, ponderándolas por la inversa de la desviación típica de la variable y corrigiendo la información redundante mediante la inclusión del coeficiente de correlación parcial. La distancia I entre dos vectores *i, i**:

$$d_I(i,i') = \sum_{j=1}^{p} \frac{|x_{ij} - x_{i'j}|}{\sigma_j} \prod_{i=1}^{j-1} (1 - r_{ij.\,1,2,...,i-1}), i < j$$

Donde $r_{ij.12,...,i-1}$ es el coeficiente de correlación parcial entre el componente i-ésimo y el j-ésimo.

En su representación matricial:

$$d_C(i,i') = r' \Psi |x_{ij} - x_{i'j}|$$

Donde *r* es el vector de ponderaciones definido sobre la base del conjunto de correlaciones parciales, y Ψ es la matriz diagonal con los inversos de las desviaciones típicas de las variables. Dado que el resultado del índice varía si se cambia el orden de introducción de las variables, es necesario establecer el orden de incorporación idóneo de cada componente, en función a su aportación de información. Para ello, Ivanovic describe un método de aproximación iterativo, basado en el uso del coeficiente de correlación entre el resultado anterior del índice calculado para cada caso (partiendo de la distancia de Frechet $\sum_{j=1}^{p} \frac{|x_{ij} - x_{i'j}|}{\sigma_j}$) y los valores de cada indicador parcial, ordenándose éstos atendiendo al valor absoluto de las correlaciones. Este proceso concluye cuando el orden de inclusión se hace estable (solución convergente).

4.3.2. Distancia P_2

La distancia P_2 (DP_2)[255] desarrollada por Pena (1977) a partir de la distancia I de Ivanovic, modifica el sistema de ponderaciones (factores correctores), basándose en el uso del coeficiente de determinación cuya interpretación resulta más directa que el uso del coeficiente de correlación en la distancia *I*.

Sea x_i el vector de estado de los componentes (indicadores) en la situación o caso *i*, y x_{ij} el estado del componente *j* en la situación *i*:

$$x_i = (x_{i1}, x_{i2}, ..., x_{ij}, ..., x_{ip})$$

Sea entonces x_{i^*} el vector norma o de referencia. Este vector puede referirse a una situación ideal donde x_{i^*j} es el estado del componente *j* en la situación de referencia:

$$x_{i^*} = (x_{i^*1}, x_{i^*2}, ..., x_{i^*j}, ..., x_{i^*p})$$

El índice P_2 para comparar los vectores x_i, x_{i^*} es definido de la siguiente forma:

$$DP_2 = \sum_{j=1}^{p} \frac{|x_{ij} - x_{i'j}|}{\sigma_j} (1 - R^2_{i,j-1,\,j-2,\,...1})$$

Donde $R^2_{j.j-1,j-2,...1}$ es el coeficiente de determinación en la regresión de x_j sobre $x_{j-1}.x_{j-2...}x_1$; Este coeficiente es independiente de la unidad de medida de las variables $R^2_1=0$, dado que la primera variable contribuye con toda su información al no existir una variable previa, por lo que la ponderación que se le asigna es *1*. La desviación estándar σ_j corresponde a los valores mostrados por el componente o variable *j*.

255. De entre las aplicaciones realizadas en base al DP_2 se pueden citar Pena (1977, 1994), Sanz y Terán (1988), Zarzosa (1996) e IEA (2000).

Se realiza la normalización mediante el factor $\frac{|x_{ij}-x_{i'j}|}{\sigma_j}$. Dividiendo la distancia para el componente j entre σ_j, el indicador es adimensional. Además, esta distancia es ponderada por la inversa de σ_j, por lo que su contribución al índice es inversamente proporcional a su dispersión.

Las ponderaciones principales vienen dadas por $(1-R^2_{j\cdot j-1,j-2,\ldots 1})$ Estos factores eliminan la información redundante de los indicadores, separando de los mismos la variabilidad ya explicada por otros indicadores precedentes[256].

El orden de introducción de los componentes también hace variar el resultado final. Para ello se aplica el proceso iterativo de Ivanovic arriba descrito. Cada indicador es introducido de acuerdo con su correlación lineal con el índice previamente calculado, partiendo de la distancia de Frechet como primera aproximación. La distancia P_2 final para la situación o caso i respecto a la referencia i^* muestra el orden de inclusión correcto para los indicadores:

$$DP_2=\frac{|x_{i1}-x_{i'1}|}{\sigma_1}+\frac{|x_{i2}-x_{i'2}|}{\sigma_2}(1-R^2_{2\cdot 1})+\frac{|x_{i3}-x_{i'3}|}{\sigma_3}(1-R^2_{3\cdot 2,1})+\ldots+\frac{|x_{ip}-x_{i'p}|}{\sigma_p}(1-R^2_{p\cdot p-1,p-2,\ldots 1})$$

La distancia P2 puede calcularse también por etapas, se trata del caso concreto en que es posible dividir la matriz inicial de indicadores en dos submatrices ortogonales que darían lugar a sendos índices cuya agregación será la distancia P_2 final.

4.4. Modelo de Agregación de Conjuntos Difusos (ACD)

4.4.1. Problemas derivados de la información imperfecta

La información utilizada en la toma de decisiones referidas al bienestar o a la sostenibilidad no es perfecta, dada, entre otras cuestiones, la cualidad de concepto multidimensional a analizar. Este hecho cuestiona el llamado paradigma de la mensurabilidad completa o perfecta que ha sido la base del desarrollo científico clásico.

Existen ciertas trabas en términos de la calidad de la información que, sobre todo en las ciencias sociales, imposibilitan la medida completa de conceptos como el desarrollo. Éstos son, por orden de importancia, la concurrencia de incertidumbre e irreversibilidad, y de otro lado, la vaguedad y la subjetividad. El tratamiento de la información generada bajo estos elementos se ha realizado desde diversos enfoques propios de teorías de la medida y decisión (Roberts, 1979).

Incertidumbre e irreversibilidad

En la toma de decisiones bajo incertidumbre, tradicionalmente se diferencian dos tipos (Keynes, 1921): riesgo (débil) e incertidumbre (fuerte). El riesgo se refiere a las distribuciones de probabilidad basadas en clasificaciones de posibles eventos. La incertidumbre alude a sucesos cuya distribución de probabilidad no existe o no es completamente definible ante la falta de criterios de clasificación fiables. Frente a la incertidumbre, el principal instrumento es la teoría de la probabilidad, en todas sus vertientes, desde la frecuencialista a la bayesiana.

La ortodoxia aplicada a la teoría de la decisión bayesiana utiliza un mecanismo basado en la racionalidad subjetiva. El agente decisor, en base a sus creencias o conocimientos, genera probabilidades subjetivas de los estados de la naturaleza más relevantes, así como a los resultados de las acciones disponibles. De esta manera, no existe diferencia analítica relevante entre riesgo e incertidumbre (Cyert y de Groot, 1987).

Sin embargo, esta solución necesita de un proceso de perfeccionamiento o aprendizaje siguiendo las reglas de decisión bayesianas. Dado que los individuos parten de un concepto subjetivo de la probabilidad (al no conocer el espacio probabilístico completo), se necesita establecer un proceso estocástico estacionario el suficiente tiempo para que se ajuste la toma de decisiones al mismo, como señala la racionalidad adaptativa (Lucas, 1986).

En la problemática asociada con la sostenibilidad, la toma de decisiones referida a la conservación o explotación de un recurso o ecosistema, va irremediablemente asociada a riesgo e incertidumbre (Funtowicz y Ravetz, 1991). Por una parte, existe un riesgo cierto que es afrontado asignando probabilidades a los posibles eventos que aparecen en el corto plazo. De esta forma es posible maximizar el valor esperado conocido el conjunto de posibles "estados de la naturaleza": desarrollo económico total vs. conservación total, así como todas las situaciones intermedias.

256. Un criterio de los existentes (Zarzosa, 1996) para eliminar los indicadores simples innecesarios consiste en excluir aquella X_j cuyo valor de $(1-R^2_{j\cdot j-1,j-2,\ldots 1})$ sea igual a la unidad

Por otra parte, se produce un elevado grado de incertidumbre sobre los efectos a largo plazo apareciendo problemas de irreversibilidad de los efectos derivados de la decisión adoptada, así como de aquellos otras implicaciones sobre el resto de ecosistemas o la calidad/cantidad de los recursos no renovables y la biodiversidad (problema de la complejidad). No sólo se desconoce el abanico de posibles situaciones futuras y sus probabilidades, sino que además, los daños ambientales producidos en el proceso de toma de decisiones pueden ser irreversibles, dado el grado de complejidad de las relaciones entre los subsistemas socioeconómico y ambiental[257]. Los agentes decisores carecen de una definición clara del espacio probabilístico dado que no conocen los posibles sucesos resultantes necesarios para asignar probabilidades. La irreversibilidad invalida la posibilidad de "aprendizaje" o perfeccionamiento[258] en la asignación de probabilidades, dado que no es posible repetir la regla de decisión si el recurso natural (p.e.: biodiversidad) ha desaparecido.

Por regla general la toma de decisiones de gestión ambiental maximizando el valor esperado se realiza no sólo desconociendo las probabilidades de determinados sucesos posibles, sino también la evolución futura de los efectos de las actividades humanas sobre la calidad y disponibilidad de los recursos naturales. Este hecho justifica el uso de instrumentos como el valor de opción (Smith, 1983) para descontar los efectos de irreversibilidad ambiental de determinada inversión (p.e.: transformar vs. conservar un bosque), o la inclusión de los proyectos-sombra (Pearce et al., 1989) en el análisis coste-beneficio tradicional a la hora de computar los gastos por deterioro ambiental. La consideración desde una perspectiva próxima al principio de precaución también ofrece un marco axiomático válido a la hora de modelizar la toma de decisiones con incertidumbre ambiental[259].

En definitiva, desde muy diversos foros se señala que el uso clásico de la probabilidad no resuelve satisfactoriamente la toma de decisiones con problemas de incertidumbre e irreversibilidad, necesitando la formulación de supuestos que suelen suponer grandes restricciones en la realidad. Como alternativa al análisis tradicional, se aboga por el desarrollo de técnicas basadas en la evaluación de alternativas o escenarios, y por tanto de valoración, aspecto que en la Economía del Medio Ambiente ocupa gran parte del discurso metodológico[260].

Vaguedad y subjetividad

Por otra parte, en el estudio de la interacción entre los sistemas humanos y ambientales aparece un grupo de problemas relativos a la vaguedad, la imprecisión y la subjetividad, hechos que generan notable incertidumbre. No se trata, como antes, de un problema de incertidumbre estocástica sobre sucesos al menos bien definidos, sino que se trabaja con información que describe semánticamente de forma vaga los posibles estados del fenómeno. La información incompleta (vaguedad) e imprecisa es una característica fundamental de los sistemas complejos (Klir, 1991) que también ha de afrontarse en el análisis de la sostenibilidad del desarrollo. Se pueden encontrar indicadores incompletos o parciales referidos a la calidad del medio, el grado de bienestar subjetivo, la disponibilidad de recursos ambientales o el valor intrínseco de los mismos para diversos usos o entornos, por ejemplo.

Los juicios de valor son un ejemplo claro de información vaga y subjetiva, especialmente en su forma lingüística, siendo expresiones subjetivas de determinadas observaciones cognitivas. En la mayoría de los casos, una representación lingüística de una observación o percepción cognitiva requiere una transformación menos complicada que otra representación numérica y por tanto, menos distorsionada. En los modelos tradicionales, las variables son precisas, pero en el lenguaje diario y en la toma de decisiones, la imprecisión se manifiesta en la gran mayoría de representaciones de la realidad objeto de análisis. La afirmación "la calidad del agua es buena" encierra diversos puntos de vista para cada individuo y cada nivel de exigencia o exactitud. Lo que para una persona es considerado como "suficiente

257. Idea que sustenta, como se ha comentado, la teoría de la Coevolución, basada en la consideración del sistema global viviente (Gaia) como un sistema complejo en sentido estricto y no simplemente como sistema "complicado" cuya representación completa es sólo un problema de capacidad de gestionar suficiente información.

258. No obstante, en el análisis econométrico aplicado a la toma de decisiones ambientales resulta habitual el uso de técnicas de simulación (modelos de Monte Carlo) con "aprendizaje" modelizado en procesos de Markov.

259. Acerca del establecimiento de "ahorros de precaución", resulta muy interesante la aportación que desde la teoría de conjuntos difusos se hace en este sentido (Hauenschild y Stahlecker, 2001).

260. Otras técnicas de valoración económica del activo ambiental en situaciones de incertidumbre e irreversibilidad son las medidas indirectas como el Coste de Viaje, la valoración contingente, etc. (Freeman, 1992).

calidad de vida", para otra puede ser "insuficiente" o incluso "deficiente", pues se trata de representaciones de un proceso de percepción subjetivo.

Tradicionalmente se ha despreciado la información vaga o difusa y la subjetiva dentro de los patrones de la evaluación del impacto ambiental (Glasson, 1995). Este hecho constituye un error desde dos puntos de vista: por un lado, el olvido de la información difusa parte de la no consideración de la visión ecosistémica, donde la cantidad de información y de entropía del sistema son referentes fundamentales para describir la evolución y grado de desarrollo del mismo[261]. Por otra parte, la información subjetiva ofrece una perspectiva más cercana a la verdadera percepción social que del recurso natural se tiene. Se da incluso el caso de que no existan indicadores cuantitativos parecidos para significar ciertos ámbitos o dimensiones (percepción o satisfacción del medio, etc.)[262].

La recogida y análisis de este tipo de información es de difícil modelización, dado que aparecen problemas derivados de la incertidumbre y la imprecisión de las medidas y su comparabilidad, así como de su tratamiento junto a otras medidas cuantitativas (Munda, 1993). La modelización de la vaguedad obliga a considerar distintos grados de seguridad o significatividad para un mismo concepto como "bueno" o "aceptable" por ejemplo.

4.4.2. Bases de la Teoría de los Conjuntos Difusos

La Teoría de los Conjuntos Difusos o Borrosos (Fuzzy Sets Theory)[263], desarrollada inicialmente por Zadeh (1965), es una teoría matemática de la incertidumbre para modelizar situaciones donde los instrumentos tradicionales no conducen a resultados óptimos debido a la existencia de problemas de incertidumbre, vaguedad en la definición y caracterización de variables (no precisas) y subjetividad en la representación de los valores. Mediante la generalización de la idea clásica de conjunto, esta teoría traduce estos problemas a uno en términos de *incertidumbre difusa* (Zadeh, 1965; Bellman y Zadeh, 1970), asociada no a la ocurrencia de un evento, sino al evento en sí mismo, el cual no puede describirse sin ambigüedad[264]. Las principales aplicaciones pueden especificarse cuando: la información es imprecisa, el concepto a medir es impreciso, las reglas de decisión son imprecisas, o bien se desconocen los mecanismos internos del sistema.

En el análisis de sistemas sociales, ambientales (ecosistemas) o tecnológicos, se observa que las conclusiones y predicciones realizadas dejan de ser fiables cuando aumenta el grado de complicación del sistema. Ello es debido a que la complejidad del sistema acarrea la necesidad de ingentes cantidades de información, no necesariamente exacta o precisa a veces, hecho que dificulta la labor del investigador a la hora de interpretar simultáneamente las interrelaciones existentes. Para tratar de explicar el fracaso relativo en el uso de las técnicas matemáticas tradicionales, Zadeh (1973a) enuncia el *Principio de Incompatibilidad*[265] en base a términos como complejidad (complexity) y vaguedad (vagueness) hechos que provocan imprecisión y borrosidad (fuzziness[266]): "Al aumentar la complejidad de un sistema, nuestra capacidad de realizar afirmaciones precisas y significativas sobre su comportamiento disminuye hasta un umbral pasado el cual la precisión y la significación aparecen como características mutuamente excluyentes".

Zadeh (1973b) propone el llamado *Enfoque Lingüístico* (Zadeh et al., 1975) para el análisis de los problemas y sistemas complejos. Una *variable lingüística* A (p.e.: temperatura), toma una serie de *valores lingüísticos* a_1, a_2, a_3 (frío, templanza, calor)

261. En el capítulo referido al ecosistema urbano ya se ha hecho referencia a la importancia de las medidas de la entropía o desorden del sistema (como el índice de Shanon), caracterizada por la vaguedad y borrosidad en términos de información disponible. En los sistemas sociales también se pueden implementar medidas de la borrosidad en la información.

262. Autores en línea con el movimiento de los indicadores sociales apuestan por el uso de los indicadores perceptivos o subjetivos definiéndolos como fundamentales para el análisis de la calidad de vida o el bienestar (Michalos, 1997). La lógica difusa es un instrumento idóneo para este tipo de estudios en el que se conjuga información precisa, con información vaga y subjetiva.

263. Para un análisis más detenido de esta teoría es necesario referenciar Zadeh (1965, 1973a, 1978), Zimmermann (1987;1996), Dubois y Prade (1980), Kaufmann (1975), Kaufmann y Gupta (1988), Yager (1982), Kosko (1992), Klir y Yuan (1995) y Cox (1998), entre otros.

264. Como apunta Kosko (1990), la borrosidad (fuzziness) describe el *grado* (o intensidad) en el que un evento ocurre, no *cuando* ocurre el mismo. En esta teoría se distingue claramente la posibilidad de un suceso de la probabilidad asociada al mismo.

265. Claramente puede interpretarse como la traducción del principio de incertidumbre enunciado en Física por Heisenberg al análisis de sistemas.

266. Zadeh (1978:395) diferencia entre información vaga, de la cual no se puede extraer ninguna información dada su ambigüedad ("nos reuniremos próximamente"), e información difusa, la cual da cierta información pero de forma poco precisa ("nos reuniremos a lo largo de esta semana").

que son semánticamente equivalentes a determinados conjuntos difusos[267]. Una vez definidos estos valores, es posible establecer las llamadas relaciones difusas entre variables lingüísticas (afirmaciones condicionales difusas) mediante una serie de reglas del tipo "si $A=a_1$, entonces $B=b_2$" por ejemplo. En el caso en que se quieran componer dos relaciones difusas, para determinar el valor de la segunda variable lingüística se aplica la regla de inferencia compuesta o difusa que básicamente corresponde a la regla max-min entre relaciones difusas. Este tipo de aplicaciones de los conjuntos difusos ha dado lugar al desarrollo de una importante disciplina llamada Lógica Difusa y razonamiento aproximado[268].

A partir de los conceptos básicos de la teoría de conjuntos difusos se han desarrollado otras ramas específicas centradas en el análisis de redes neuronales difusas, algoritmos genéticos, mapas cognitivos, etc. Las principales aplicaciones se encuentran en ciencias de los ámbitos de la ingeniería, tales como inteligencia artificial, sistemas expertos y de control, robótica, enfoque de imagen, reconocimiento de patrones, etc., pero también tienen cabida las ciencias naturales (zoología, botánica), medicina, psicología y las ciencias económicas, en aspectos como la toma de decisiones, la investigación operativa y la gestión empresarial.

4.4.2.1. Conceptos básicos[269]

Los conjuntos difusos (fuzzy sets) están basados en la idea de flexibilizar el concepto de pertenencia de un elemento a un conjunto, mediante la definición del grado de pertenencia. En la teoría clásica de conjuntos, si llamamos X al universo de situaciones en discurso (conjunto completo) y dado un subconjunto A de X, cada elemento $x \in X$ satisface la condición de $x \in A$ o la alternativa $x \notin A$. El subconjunto A está representado por la aplicación: $f_A: X \rightarrow [0,1]$

$$f_A(x) = \begin{cases} 1 & si \quad x \in A \\ 1 & si \quad x \notin A \end{cases}$$

f_A es la función característica del conjunto clásico A, también llamado conjunto rígido (crisp). En términos de los conjuntos difusos se generaliza dicha función. Dado el conjunto completo X, un conjunto difuso $\tilde{A}$ en U es un conjunto de pares ordenados:

$$\tilde{A} = \{x \in X, \mu_{\tilde{A}}(x)\}$$

Donde $\mu_{\tilde{A}}(x): X_{\tilde{A}} \rightarrow M$ es la función de pertenencia de los puntos $x \in X$ que indica los distintos grados de pertenencia $\mu_{\tilde{A}}(x)$ agrupados de forma ordenada en el conjunto de pertenencia M, normalmente acotado entre $[0,1]$ (Figura 4.1). Mediante esta función se define completamente un conjunto difuso, donde x pertenece a $\tilde{A}$ con un cierto grado[270]. Si la función de pertenencia devuelve valores únicos entre 0 y 1, se trata de un conjunto difuso de tipo 1, cuando ésta es a su vez un conjunto difuso, entonces se trata de un conjunto difuso de tipo 2. Si la función de pertenencia es un conjunto difuso de tipo 2, el conjunto $\tilde{A}$ será difuso de tipo 3[271]. De igual forma, es posible definir conjuntos difusos sobre intervalos, es decir, que la función de pertenencia arroje valores comprendidos en forma de intervalo.

---

267. Por tanto, los conjuntos difusos son usados para expresar los contenidos de una variable lingüística.

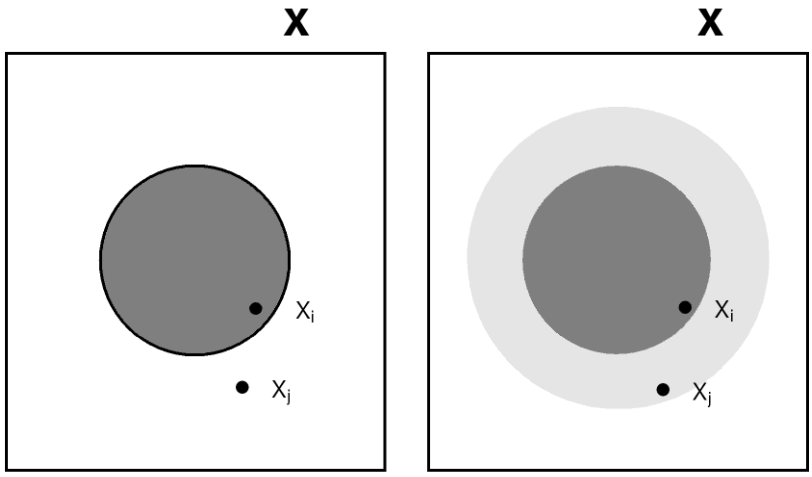
268. La *Lógica Difusa* (Zadeh, 1979, 1996; Mandami, 1977; Sugeno, 1985) se aplica profusamente al ámbito de la toma de decisiones para lo que pueden consultarse Bellman y Zadeh (1970), Jain (1976), Yager (1977), Dubois y Prade (1979), Zadeh y Kacprzyk (1992), Altrock (1995) o Lootsma (1997), entre otros.

269. Esta aproximación a los conceptos básicos de la teoría de los conjuntos difusos se basa en Morillas (1994) y Zimmermann (1996).

270. Zadeh (1978) interpreta el valor de pertenencia $\mu_{\tilde{A}}(x)$ como la *posibilidad* de que el parámetro cuyo valor es quasi-desconocido y que viene descrito por el conjunto difuso $\tilde{A}$ tome el valor x. Este valor fluctuará entre 0 (totalmente imposible) y 1 (totalmente posible).

271. No obstante, este tipo de conjuntos difusos entrañan una mayor problemática a la hora de realizar operaciones entre ellos, complicando su interpretabilidad ante el mayor número de dimensiones que comprenden (Zimmerman, 1996).

Figura 4.1. Ejemplo de representación gráfica de un conjunto difuso



Por otra parte, también es necesario definir una serie de conceptos básicos antes de pasar a referir las principales operaciones entre conjuntos difusos:

Si la *altura* o mayor grado de pertenencia alcanzado por algún elemento es la unidad, $sup_x \mu_{\tilde{A}}(x)=1$, entonces se dice que el conjunto difuso $\tilde{A}$ es *normal.* Se puede normalizar cualquier conjunto difuso dividiendo $\mu_{\tilde{A}}(x)$ entre $sup_x \mu_{\tilde{A}}(x)$, este procedimiento simplifica bastante las posteriores operaciones entre conjuntos difusos.

El *soporte* de un conjunto difuso $\tilde{A}$, $S(\tilde{A})$, es el conjunto no difuso de todos los valores de $x \in X$ tales que $\mu_{\tilde{A}}(x)>0$. Si únicamente hay un único punto dentro del soporte, cuyo valor de pertenencia además es 1, se dice que el conjunto difuso es un "singleton", es decir, un conjunto preciso o en sentido clásico con sólo un elemento.

Una generalización del concepto de soporte es el α-corte: Se trata del conjunto no difuso de elementos que pertenecen al conjunto difuso $\tilde{A}$ al menos al nivel α.

$$A_\alpha = \{x \in X \mid \mu_{\tilde{A}}(x) \geq \alpha\}$$

La familia formada por todos los α-cortes contiene toda la información acerca del conjunto difuso.

El *α-corte fuerte* es asimismo definido como el conjunto $A^{>}_{\alpha}$ tal que:

$$A^{>}_{\alpha} = \{x \in X \mid \mu_{\tilde{A}}(x) > \alpha\}$$

El α-nivel de un conjunto difuso es el conjunto $A^{=}_{\alpha}$ tal que:

$$A^{=}_{\alpha} = \{x \in X \mid \mu_{\tilde{A}}(x) = \alpha\}$$

Se denominan *puntos de cruce* (crossover points) a los puntos tales que:

$$Puntos\ de\ Cruce\ (\tilde{A}) = \{x \in X \mid \mu_{\tilde{A}}(x) = 0.5\}$$

El *núcleo* (kernel) de un conjunto difuso está formado por todos aquellos elementos con nivel de pertenencia igual a la unidad, considerándose también como el representante de dicho conjunto (equivalente a la probabilidad) a modo de *esperanza difusa:*

$$Núcleo\ (\tilde{A}) = \{x \in X \mid \mu_{\tilde{A}}(x) = 1\}$$

La cardinalidad de un conjunto difuso $\tilde{A}$ se refiere a su tamaño y viene definida por la suma de todos los grados de pertenencia de todos los elementos en $\tilde{A}$:

$$|\tilde{A}| = \sum_{x \in X} \mu_{\tilde{A}}(x)$$

Un conjunto difuso $\tilde{A}$ se dice que es *convexo* sii para cualquier par x_1, x_2 se cumple:

$$\mu_{\tilde{A}}(\lambda x_1+(1-\lambda)x_2) \geq min\{\mu_{\tilde{A}}(x_1), \mu_{\tilde{A}}(x_2)\}, x_1, x_2 \in X, \lambda \in [0,1]$$

De igual forma, la convexidad implica que todos los α-corte sean convexos.

Un conjunto $\tilde{A}$ es un subconjunto difuso de $\tilde{B}$, es decir, $\tilde{A} \subseteq \tilde{B}$, si:

$$\forall \in X: \mu_{\tilde{A}}(x) \leq \mu_{\tilde{B}}(x)$$

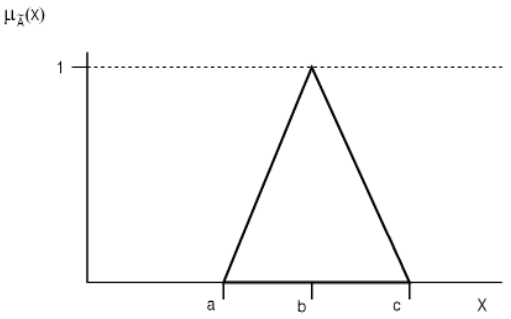
Y si existe al menos un punto $x \in X$ tal que $\mu_{\tilde{A}}(x) \neq \mu_{\tilde{B}}(x)$, entonces: $\tilde{A} \subset \tilde{B}$.

Se denomina *número difuso* a aquel conjunto difuso que esté normalizado y sea convexo. Se trata de la generalización del concepto clásico de número, gracias a la cual, operaciones aritméticas como la suma y la multiplicación entre números reales pueden aplicarse a este tipo de conjuntos difusos. Cualquier número real puede por tanto considerarse un número difuso, denominándose *número rígido* (crisp number). Las formas más simples de número difuso son los *números difusos triangulares*, caracterizados por una función de pertenencia de tipo triangular. A continuación se enumeran los tipos principales de números difusos en base a su función de pertenencia[272]:

a) Número difuso triangular.

Un número difuso $\tilde{A}=(a, b,c)$ con $a \leq b \leq c$ es un número difuso triangular si su función de pertenencia es del tipo:

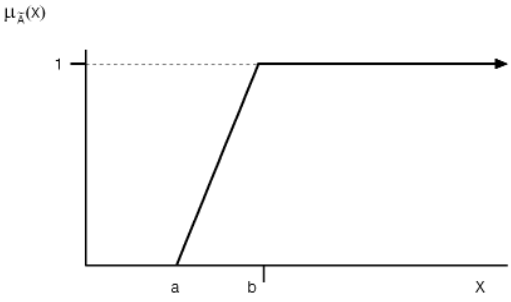
$$\mu_A(x) = \begin{cases} 0 & x \leq a \\ \dfrac{x-a}{b-a} & a \leq x \leq b \\ \dfrac{c-x}{c-b} & b \leq x \leq c \\ 0 & c \leq x \end{cases}$$



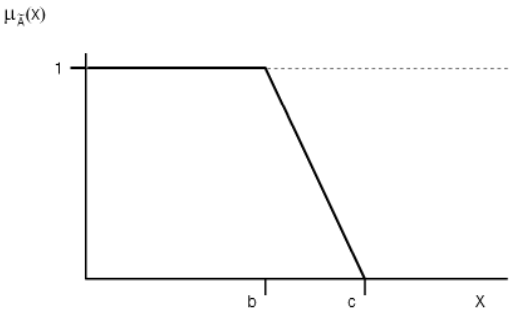
Su soporte es el intervalo *(a,c)*.

Un caso específico de número difuso triangular son los números difusos semi-infinitos *(a, b,+∞) y (-∞,a,b)* respectivamente:

$$\mu_A(x) = \begin{cases} 0 & ;si\ x \leq a \\ \dfrac{x-a}{b-a} & ;si\ a \leq x \leq b \\ 1 & ;si\ b \leq x \end{cases}$$



$$\mu_A(x) = \begin{cases} 1 & ;si\ x \leq b \\ \dfrac{c-x}{c-b} & ;si\ b \leq x \leq c \\ 0 & ;si\ c < x \end{cases}$$



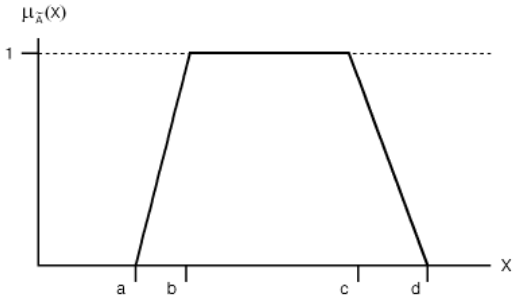
272. Además de las explicitadas, otras funciones de pertenencia muy utilizadas son la función-G, la función de tipo gaussiana y la función exponencial.

b) Número difuso trapezoidal

Un número difuso $\tilde{A}=(a, b, c)$ con $a \le b \le c \le d$ es un número difuso trapezoidal si su función de pertenencia es del tipo:

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0 & x \le a \\ \frac{x-a}{b-a} & a \le x \le b \\ 1 & b \le x \le c \\ \frac{d-x}{d-c} & c \le x \le d \\ 0 & d \le x \end{cases}$$

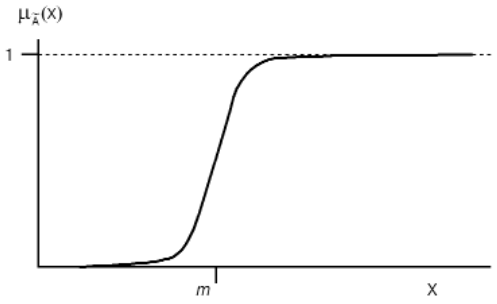
Su soporte es el intervalo (a,d).



Los números difusos triangulares son casos específicos de números difusos trapezoidales donde $b=c$.

c) Función-S.

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0 & ;x \le a \\ 2\left(\frac{x-a}{b-a}\right)^2 & ;a < x \le m \\ 1-2\left(\frac{x-b}{b-a}\right)^2 & ;m < x \le b \\ 1 & ;x > b \end{cases}$$



El punto $m=\frac{a+b}{2}$ es el punto de cruce (crossover point) de la función-S.

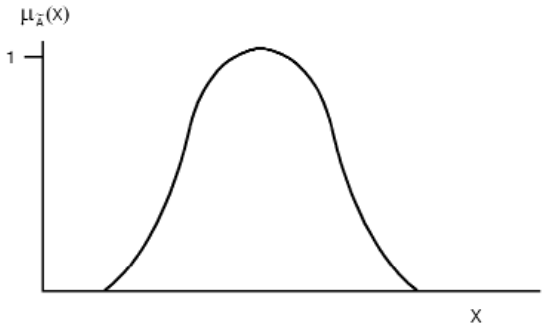
d) Tipo L-R

Un número difuso con es un número difuso L-R (Left-Right) si su función de pertenencia es del tipo:

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} L\left(\frac{b-x}{b-a}\right) & ; si\ a \le x \le b \\ R\left(\frac{x-b}{c-b}\right) & ;si\ b \le x \le c \\ 0 & en\ otro\ caso \end{cases}$$

Se trata de una generalización de número difuso (Dubois y Prade, 1980), dada su función de pertenencia, la cual expresa muchas veces mejor la progresividad en la transición que un número difuso triangular o trapezoidal. L y R son funciones continuas monótonas decrecientes definidas en el intervalo (0,1). Por ejemplo, un número difuso triangular es un caso especial de número difuso L-R con $L(x)=R(x)=1-x$. El valor de c es el núcleo, mientras que L y R son las amplitudes a izquierda y derecha respectivamente. Si para L y R se elige por ejemplo la función:

$L(x)= R(x)=\frac{1}{2}(\cos(\pi x)+1)$, se obtiene una figura campaniforme:



4.4.2.2. Operaciones entre conjuntos difusos

Zadeh (1965) sugiere las operaciones básicas entre conjuntos difusos (la intersección, la unión y la complementación) mediante los siguientes operadores. La intersección es interpretada como el "Y lógico" definida mediante el operador-mínimo. La intersección de conjuntos difusos es interpretada como el conjunto difuso más grande contenido a la vez en A y en B. La función de pertenencia $\mu_{\tilde{C}}(x)$ para la intersección $\tilde{C}=\tilde{A}\cap\tilde{B}$ queda de la siguiente manera:

$$\mu_C(x) = \min\{\mu_{\tilde{A}}(x), \mu_{\tilde{B}}(x)\} \mid x \in X\}$$

El operador-mínimo es no compensatorio. No obstante, para la intersección, Zadeh (1965) también sugiere el producto algebraico, que permite cierto grado de compensación. El producto algebraico de dos conjuntos difusos determina a su vez un conjunto difuso $\tilde{C}=\tilde{A}\cdot\tilde{B}$, cuya función de pertenencia es:

$$\mu_{\tilde{C}} = \mu_{\tilde{A}}(x) \cdot \mu_{\tilde{B}}(x) \mid x \in X$$

La unión viene dada por el "O lógico", mediante el operador-máximo. La función de pertenencia de la unión $\tilde{D}=\tilde{A}\cup\tilde{B}$ es:

$$\mu_{\tilde{D}}(x) = max\{\mu_{\tilde{A}}(x), \mu_{\tilde{B}}(x) \mid x \in X\}$$

Se trata del conjunto difuso más pequeño conteniendo a la vez los otros dos conjuntos difusos. El operador-máximo es el único que permite una compensación completa entre las funciones de pertenencia consideradas.

Por otra parte, el conjunto difuso $\tilde{A}^C$ (complementario de $\tilde{A}$) viene definido por una función de pertenencia de la siguiente forma:

$$\mu_{\tilde{A}^c}(x) = 1-\mu_{\tilde{A}}(x),\ x \in X$$

Se han descrito las operaciones de unión, intersección y complementación entre conjuntos difusos usando los operadores "clásicos" dentro de la teoría de conjuntos difusos, pero es posible utilizar otro tipo de operadores. Este tipo de operaciones son definidas generalmente a partir de las llamadas t-normas y t-conormas (entre las cuales se incluyen los operadores clásicos referidos). Pero existen otro tipo de operadores[273], tales como los de Yager, Dubois y Prade, los operadores promedio (compensadores) y el operador-γ. A pesar de tratarse de una disciplina muy reciente, ha de destacarse la gran variedad de operadores matemáticos existentes para realizar las operaciones entre conjuntos difusos. Este hecho dificulta enormemente su sistematización (Zimmermann, 1996; Chen y Hwang, 1992), dependiendo su utilidad de las propiedades axiomáticas que se persigue cumplan los operadores[274] (*op. cit.* pág. 38-42). A continuación se realiza un breve resumen de algunas de estas operaciones de cara a obtener una visión general de los instrumentos más utilizados a la hora de operar con conjuntos difusos.

4.4.2.2.1. t-normas o normas triangulares

Las *t-normas* son funciones bivariantes *t (a,b)* que satisfacen ciertos axiomas básicos[275]. Los operadores t-norma son los que habitualmente se utilizan para el operador *"Y"* de la intersección. Ejemplos de éstos son (Dubois y Prade, 1984; Zimmermann, 1996):

- Mínimo.

$\mu_{\tilde{C}}(x)=min\{\mu_{\tilde{A}}(x),\mu_{\tilde{B}}(x)\}$

Se considera el conjunto difuso $\tilde{C}$ como el resultado de la operación. Ya se ha comentado que es el operador no compensatorio.

- Producto algebraico.

$\mu_{\tilde{C}}(x)=\mu_{\tilde{A}}(x)\cdot\mu_{\tilde{B}}(x)$

Se trata de un operador mínimo compensatorio, es decir, que permite cierto grado de compensación a la hora de realizar la intersección de conjuntos difusos.

Otros operadores que han de mencionarse son el producto drástico, el producto limitado, el producto de Einstein y el operador-mínimo o producto de Hamacher.

4.4.2.2.2. t-conormas, conormas triangulares o s-normas

Las *t-conormas* caracterizan normalmente el operador "O" de la unión. Se trata de funciones *S(a,b)* que cumplen una serie de propiedades. Como se recoge en Zimmermann (1996), ejemplos de operadores del tipo t-conormas, considerando el conjunto difuso $\tilde{C}$ como resultado de la operación concreta, son los siguientes

- Máximo.

$\mu_{\tilde{C}}(x)=max\{\mu_{\tilde{A}}(x),\mu_{\tilde{B}}(x)\}$

273. Otras propuestas importantes de familia de operadores para la intersección y la unión son las realizadas por Hamacher (1978), Sugeno (1977) y Schweizer y Sklar (1963). Para profundizar en el análisis de operadores es necesaria la referencia a Dubois y Prade (1980; 1988), Yager (1991; 1994), Klir y Yuan (1995) y Zimmerman (1996), entre otros.

274. Entre los criterios definidos por Zimmerman (1996) para la selección del operador idóneo para cada caso están los de: potencia axiomática, ajuste empírico, adaptabilidad, eficiencia numérica, compensación, rango de compensación, comportamiento agregativo, compatibilidad con la escala de la función de pertenencia.

275. No es el objeto de este trabajo el profundizar en el marco axiomático para estas operaciones difusas, simplemente señalar que normalmente se trata de extender las operaciones clásicas a partir de los axiomas de los conjuntos clásicos, aunque en el caso difuso no se constituye un álgebra de Boole pues no se cumple la "ley del medio excluido", ya que $\tilde{A}\cap\tilde{A}^c\neq\emptyset$ y $\tilde{A}\cup\tilde{A}^c\neq X$. Para un análisis en este sentido referido a las restricciones derivadas del uso de determinados operadores lógicos "y", "o", puede consultarse Bellman y Giertz (1973).

Como se ha comentado más arriba se trata del operador usado en la modelización del "o" lógico en la unión, siendo el único que puede considerarse como operador completamente compensatorio.

- Suma algebraica o probabilística

$\mu_{\tilde{C}}(x)=\mu_{\tilde{A}}(x)+\mu_{\tilde{B}}(x)-\mu_{\tilde{A}}(x)\cdot\mu_{\tilde{B}}(x)$

Este operador, sin embargo, es del tipo máximo-compensatorio, es decir, que permite cierto grado de compensación al realizar la unión de conjuntos difusos.

Otros operadores de este tipo destacables son la suma drástica, la suma limitada, la suma ponderada, la suma de Einstein y el operador-máximo o suma de Hamacher.

4.4.2.2.3. Operadores de Dubois y Prade

Dubois y Prade (1984) proponen unos operadores alternativos a los tradicionales para la intersección y la unión. Estos operadores permiten la compensación parcial entre los valores de las funciones de pertenencia.

- Operador-mínimo compensatorio.

$$\mu_C(x)=\frac{\mu_A(x)\cdot\mu_B(x)}{max\,(\mu_A(x),\ \mu_B(x),\ \lambda)};\lambda\in(0,1)$$

Este operador disminuye con respecto a λ. Cuando $\lambda=0$, este operador es igual a operador-mínimo clásico. Cuando $\lambda=1$, se obtiene el operador producto algebraico.

- Operador-máximo compensatorio.

$$\mu_C(x)=\frac{\mu_A(x)+\mu_B(x)-\mu_A(x)\cdot\mu_B(x)-min\,(1-\lambda',\ \mu_A(x),\ \mu_B(x)}{max\,(,\ \lambda',\ 1-\mu_A(x),1-\mu_B(x))};\lambda\in(0,1)$$

Para $\lambda'=1$ se obtiene la suma algebraica. El valor de μ_C(x)disminuye conforme λ' se aproxima a cero.

4.4.2.2.4. Operadores de Yager

Yager (1991) propone una nueva clase de operadores para la unión y la intersección difusas: Sean $\tilde{A}$ y $\tilde{B}$ dos conjuntos difusos, la intersección difusa $\tilde{C}_p(x)=\tilde{A}(x)\cap\tilde{B}(x)$ es definida mediante el operador-mínimo de Yager como:

$$\mu_{\tilde{C}p}(x) = 1-min\{1,[(1-\mu_{\tilde{A}}(x))^p+(1-\mu_{\tilde{B}}(x))^p]^{1/p}\}$$

Donde el parámetro p toma valores mayores o iguales a la unidad. Cuanto mayor sea, más fuerza tendrá la intersección. Si $p=\infty$, $\mu_{Cp}(x)=min\{\mu_{\tilde{A}}(x),\mu_{\tilde{B}}(x)\}$, coincidiendo con el operador "Y" clásico para la intersección u operador-mínimo. En el caso en que $p=1$, entonces $\tilde{C}_p(x)=max\{0,\tilde{A}(x)+\tilde{B}(x)-1\}$, que es el operador "producto limitado". El parámetro p está relacionado inversamente con la potencia o fuerza del operador lógico "y". Este operador-mínimo de Yager permite por tanto cierta compensación, por lo que es considerado también como un operador mínimo compensatorio.

De igual forma, la unión difusa de Yager viene definida como una función $\tilde{D}(x)=\tilde{A}(x)\cup\tilde{B}(x)$ donde aplica el operador-máximo de Yager:

$$\mu_{\tilde{D}p}(x) = min\,\{1,[\mu_{\tilde{A}}(x)^{p'}+\mu_{\tilde{B}}(x)^{1/p}\},\ p'\geq 1$$

Si p es infinito, $\tilde{D}_p(x)=max\{\tilde{A}(x),\tilde{B}(x)\}$, coincide con el operador "O" clásico para la unión (operador-máximo). Si $p=1$, entonces $\mu_{\tilde{D}p}(x)=min\{1,\mu_{\tilde{A}}(x)+\mu_{\tilde{B}}(x)\}$, que es el operador "suma limitada".

4.4.2.2.5. Operadores-promedio, simétricos y compensatorios

Los *operadores-promedio*[276] se utilizan para agregar conjuntos difusos y se encuentran en una situación intermedia entre los operadores mínimo y máximo. Este tipo de operadores cuenta con numerosas aplicaciones a la toma de decisiones, especialmente en el análisis multicriterio, donde la unión o la intersección no siempre satisfacen las necesidades de agregación de los conjuntos difusos[277]. Ejemplos de este tipo de operadores son la media aritmética, la media aritmética ponderada y la media geométrica, entre otros.

- Operador media ponderada.

Si el objetivo es calcular la media de una serie de números difusos $\tilde{X}_1$, $\tilde{X}_2,\ldots,\tilde{X}_n$ ponderados por unos pesos específicos que a su vez son números difusos $\tilde{W}_1,\tilde{W}_2,\ldots\tilde{W}_n$, esta media ponderada puede definirse, siguiendo el principio de extensión, como:

276. En Dubois y Prade (1984; 1985), Grabisch (1995), Klir y Yuan (1995), Yager (1994), entre otros, se hace una revisión de los operadores de agregación para integrar valores de pertenencia a conjuntos difusos.

277. Los operadores promedio forman parte de la familia de operadores agregativos. En un intento de clasificarlos, se pueden diferenciar dos grandes grupos: por un lado los operadores aditivos (p.e.: suma aritmética) o k-aditivos, los cuales cuentan con mayor número de aplicaciones; y por otra parte, los operadores no aditivos, basados en el uso de las integrales difusas (Sugeno, 1977) y relacionados con las integrales de Choquet (1953), son muy aplicados al análisis multicriterio (Grabisch, 1996).

$$\tilde{Y}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\tilde{W}_i\tilde{X}_i}{\sum_{i=1}^{n}\tilde{W}_i}$$

Cuya función de pertenencia viene dada por:

$$\mu_{\tilde{Y}}(y)=\sup_{x,W}\min\left\{\mu_{\tilde{W}}(w),\ \mu_{\tilde{X}}(x),\ i=1,2,\ldots,n \mid y=\sum_{i=1}^{n}wx_i\Big/\sum_{i=1}^{n}x_i\right\}$$

Por otra parte, se pueden definir operaciones para la agregación de los conjuntos difusos a partir de los grados de pertenencia obtenidos. Por ejemplo:

- Operador media geométrica.

$$\mu(x)=[\mu_1(x)\times\mu_2(x)\times\mu_3(x)\times\ldots\times\mu_n(x)]^{1/n}$$

- Suma simétrica ponderada (Silvert, 1979).

$$\mu/(1-\mu)=\{[\mu_1/(1-\mu_1)]^{A}\cdot[\mu_2/(1-\mu_2)]^{B}\cdot[\mu_3/(1-\mu_3)]^{C}\ldots\}^{1/(A+B+C+\ldots)}$$

- Operador promedio ponderado generalizado (Dubois y Prade, 1985).

$$\mu_p(x)=\left(\frac{\sum_i w_i\mu_i(x)^{\alpha}}{\sum_i w_i}\right)^{1/\alpha};\ \alpha>0$$

En esta expresión, ampliamente utilizada como promedio, w_1 son los pesos relativos para cada pertenencia. El resultado oscila desde el operador-mínimo, pasando por la media geométrica, a la media aritmética (cuando $\alpha\to+\infty$) y el operador-máximo de la unión difusa cuando $\alpha\to+\infty$. Finalmente, se ha de mencionar también el operador de agregación "media ponderada ordenada" (OWA en inglés) desarrollado por Yager (1988), que permite la compensación entre las funciones de pertenencias.

En el operador-γ (operador "y" compensatorio) propuesto por Zimmermann y Zysno (1980; 1983) es el parámetro γ el que determina el balance de información entre la intersección y la unión. Para un par de funciones de pertenencia $\mu_{\tilde{A}}(x),\mu_{\tilde{B}}(x)$, el operador-$\gamma$ se define como:

$$\mu_\theta=(\mu_A(x)\cdot\mu_B(x))^{1-\gamma}(1-(1-\mu_B(x)))^{\gamma}$$

Donde para la intersección se utiliza el producto algebraico y para la unión la suma algebraica. γ indica la posición del operador entre el "y" lógico y el "o" lógico. Si $\gamma=0$, entonces $\mu_\theta=\Pi\mu_i$, es decir, el operador "y" de la intersección. Si $\gamma=1$, entonces $\mu_\theta=1-\Pi(1-\mu_i)$, la suma algebraica que caracteriza al operador "o" de la unión clásica.

La expresión del operador usando distintas ponderaciones para las pertenencias es:

$$\mu_\theta=\left(\prod_{i=1}^{n}\mu_i^{w_i}\right)^{1-\gamma}\left(1-\prod_{i=1}^{n}(1-\mu_i)^{w_i}\right)^{\gamma};\ 0\le\gamma\le1;\ \sum w_i=n$$

4.4.2.3. Principio de Extensión

Este principio (Zadeh, 1965) delimita un marco teórico general para traducir cualquier tipo de operaciones entre conjuntos y números reales al campo difuso. A la formulación inicial han seguido otras en las que se modifican los operadores usados. La definición recogida en Zimmerman (1996) es la siguiente:

Sea X el producto cartesiano de r universos $X=X_1\times X_2\times X_3\times\ldots\times X_r$, y $\tilde{A}_1,\tilde{A}_2,\tilde{A}_3,\ldots,\tilde{A}_r$ los r conjuntos difusos en $X_1\times X_2\times X_3\times\ldots\times X_r$ respectivamente. Entonces, dada la función rígida $y=f(x_1,x_2,x_3,\ldots,x_r)$ de X a un universo Y, el Principio de Extensión permite la definición de un conjunto difuso $\tilde{B}$ en Y de la forma:

$$\tilde{B}=\{(y,\ \mu_B(y)) \mid y=f(x_1,\ x_2,\ x_3,\ \ldots,\ x_r);\ (x_1,\ x_2,\ x_3,\ \ldots,\ x_r)\in X$$

donde:

$$\mu_{\tilde{B}}(y)=\begin{cases}\sup_{(x_1,x_2,x_3,\ldots,x_r)\in f^{-1}(y)}\min\{\mu_{\tilde{A}}(x_1),\ \mu_{\tilde{A}}(x_2),\ \mu_{\tilde{A}}(x_3),\ \ldots,\ \mu_{\tilde{A}}(x_r)\} & ;\text{si } f^{-1}(y)\neq\varnothing\\ 0 & ;\text{en otro caso}\end{cases}$$

Si $r=1$ la expresión se simplifica notablemente:

$$\tilde{B}=\{(y,\ \mu_{\tilde{B}}(y)) \mid y=f(x);\ x\in X\}$$

$$\mu_{\tilde{B}}(y)=\begin{cases}\sup_{x\in f^{-1}(y)}\mu_{\tilde{A}}(x_1) & ;\text{si } f^{-1}(y)\neq\varnothing\\ 0 & ;\text{en otro caso}\end{cases}$$

4.4.2.4. Distancias entre conjuntos difusos

El *Principio de Extensión* difuso permite, entre otras aplicaciones, la definición de medidas de distancias entre números difusos[278]. La utilidad de las distancias difusas es variada, destacándose como uno de los métodos más aplicados a la hora de establecer jerarquías u ordenaciones entre los conjuntos difusos resultado de un análisis multicriterio con información

278. En Dubois y Prade (1980) y Gupta y Sanchez (1982), entre otros, se exponen medidas de distancias difusas.

difusa. De esta manera se puede evaluar qué resultado es mejor y las distancias relativas al resto de soluciones del modelo difuso.

La pseudo-métrica $\tilde{d}$, distancia difusa entre dos conjuntos difusos $\tilde{A}$ y $\tilde{B}$ puede definirse como:

$$\mu_{\tilde{d}(\tilde{A},\tilde{B})}(z) = \sup_{|x-y|=z} \min \{\mu_{\tilde{A}}(x), \mu_{\tilde{B}}(y)\}$$

Si se opera con dos números difusos triangulares $\tilde{A}=(a_1,a_2,a_3)$ y $\tilde{B}=(b_1,b_2,b_3)$, Diamond (1988) sugiere una distancia en términos de la métrica euclídea:

$$d^2(\tilde{A}, \tilde{B})=((a_1 - b_1)^2 + (a_2 - b_2)^2 + (a_3 - b_3)^2)$$

Por otro lado, Yager (1979) sugiere la formulación del concepto de distancia como promedio de las distancias entre dos conjuntos difusos $\tilde{A}$ y $\tilde{B}$ (o entre sus funciones de pertenencia) en $X=\{x_1,x_2,...,x_n\}$, en términos de una métrica de Minkowsky del tipo:

$$d_p(\tilde{A},\tilde{B}) = \left[\sum_{i=1}^{n} \left| \mu_{\tilde{A}}(x_i) - \mu_{\tilde{B}}(x_i)^p \right|\right]^{1/p} \quad p= 1, 2, 3, ...$$

Si $p=1$, se obtiene la denominada métrica o distancia de Hamming (Klir y Yuan, 1995), muy usada, que para el caso discreto viene definida como:

$$d_1(\tilde{A},\tilde{B}) = \sum_{i=1}^{n} \left| \mu_{\tilde{A}}(x_i) - \mu_{\tilde{B}}(x_i) \right|$$

Si $p=2$, el resultado es la métrica euclídea:

$$d_2(\tilde{A},\tilde{B}) = \left[\sum_{i=1}^{n} (\mu_{\tilde{A}}(x_i) - \mu_{\tilde{B}}(x_i))^2\right]^{1/2}$$

La distancia euclídea normalizada viene dada por:

$$z_2(\tilde{A},\tilde{B}) = \left[\frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n} (\mu_{\tilde{A}}(x_i) - \mu_{\tilde{B}}(x_i))^2\right]^{1/2}$$

4.4.2.5. Aclarado de conjuntos difusos

En la toma de decisiones con información difusa, el resultado obtenido es en forma de conjunto difuso. Este hecho, si bien supone una ventaja al aportar mayor cantidad de información frente a la incertidumbre de tipo difusa, en ocasiones no resulta útil en primer término al no encajar directamente en la mayoría de procesos de decisión o gestión que buscan la consecución de un dato o número "rígido" final. En definitiva, en un medio dominado por la lógica precisa es necesario partir de unos parámetros muy claros y por tanto "traducir" a términos precisos el conjunto difuso normalmente obtenido por procedimientos de *lógica difusa*. Este proceso recibe el nombre de aclarado o perfilado (defuzzification)[279].

A la luz del comentario anterior resulta evidente que no se trata de un paso obligatorio, sino todo lo contrario. Como señala Silvert (1997), se ha de realizar un balance previo entre la necesidad de un dato rígido ("crisp") y la consiguiente pérdida de información que se produce en el proceso de aclarado, pues el conjunto difuso ofrece información importante referida a la ambigüedad implícita en el problema inicial de clasificación de los elementos en determinadas categorías.

Por otra parte, si se ha desarrollado un modelo difuso en base a la agregación de conjuntos difusos, el resultado final (el valor de pertenencia agregada) ya de por sí es un valor entre (0,1) que no necesita de aclarado. No obstante, conocida la forma funcional del conjunto final, es posible deshacer el proceso de difuminado inicial y obtener una medida en la escala de medida de la variable base.

Siguiendo el trabajo de Driankov *et al.*, (1996), de entre los métodos más usuales para realizar el perfilado destacan el método del centroide del área, la mediana, la media del máximo, el menor del máximo y el mayor del máximo:

a) Método del centroide o centro de gravedad del área. Según este método, de amplia difusión, el valor rígido se obtiene, en el caso habitual en que el dominio de la función sea discreto o compacto[280] como:

$$Aclarado\ (\tilde{A}) = \frac{\sum_i x_i \cdot \mu(x_i)}{\sum_i \mu(x_i)}$$

b) Método de la bisectriz o mediana del área. En el caso continuo, definidos el menor y el mayor valor de $X(x^m,x^M)$, el aclarado se realiza calculando el punto mediano x^* tal que divida en dos mitades iguales el área por debajo de la curva de la función de pertenencia.

$$Aclarado\ (\tilde{A}) = x^* \Big/ \int_{x^m}^{x^*} \mu(x_i)\, dx = \int_{x^*}^{x^M} \mu(x_i) dx$$

c) Método de la media de los máximos. En el caso discreto por ejemplo, se calcula el promedio con los k

279. En Yager y Filev (1993) y Driankov *et al*. (1996) se hace una revisión de los principales métodos para el paso de una medida difusa a otra rígida.

280. Puede determinarse asimismo para el caso continuo en función del tipo de análisis que estemos realizando, calculándose entonces la correspondiente integral y viceversa.

valores x_j para los que la función de pertenencia alcanza su valor máximo μ_M.

$$Aclarado\ (\tilde{A}) = \frac{\sum_{j=1}^{k} x_j}{k}; \mu_{\tilde{A}}(x_j) = \mu^M$$

d) Método del menor de los máximos. El representante del conjunto difuso $\tilde{A}$ es el menor valor de los *xj* que tengan $\mu_{\tilde{A}}(x)$ máximo.

$$Aclarado\ (\tilde{A}) = min\ \{x_j / \mu_{\tilde{A}}(x_j) = \mu^M\}$$

e) Método del mayor de los máximos. En este caso es el mayor valor de los x_j que tienen la máxima valoración en la función de pertenencia.

$$Aclarado\ (\tilde{A}) = max\ \{x_j / \mu_{\tilde{A}}(x_j) = \mu^M\}$$

4.4.2.6. Aplicaciones de la Teoría de Conjuntos Difusos a la Economía Ecológica y Regional

En el ámbito de las ciencias de la tierra, así como en la Economía Regional y Ecológica, cada vez son más frecuentes aplicaciones de la teoría de los conjuntos difusos y la lógica difusa. Como señalan Bergh *et al.* (1995), los sistemas espacio-ambientales son sistemas complejos caracterizados por su subjetividad e imprecisión. Este hecho da pie al uso de la teoría de los conjuntos difusos a la ecología (Bosserman y Ragade, 1982) y en general a las ciencias de sistemas (Bárdossy y Duckstein, 1995; Salski, 1992; Silvert, 2001), concretamente en aspectos tales como la definición del nicho ecológico (Cao, 1995), la clasificación de impactos ambientales (Silvert, 1997; Lehn y Temme, 1996; Enea y Salemi, 2001), o la toma de decisiones medioambientales (Morillas *et al.*, 1997b; Geldermann *et al.*, 2000; Despic y Simonovic, 2000).

Desde el trabajo inicial de Bellman y Zadeh (1970) donde se relaciona la teoría de los conjuntos difusos con la toma de decisiones multicriterio, han sido muchas las aportaciones delimitando las técnicas principales para el análisis multicriterio difuso[281]. Estos métodos utilizan de forma conjunta información precisa, estocástica y difusa (información lingüística y subjetiva), partiendo del modelo Bellman y Zadeh (1970)[282] que sobre la base de las funciones de pertenencia define las decisiones en términos de agregación de todos los conjuntos difusos delimitados para los objetivos y las restricciones iniciales. Entre las aportaciones más interesantes al campo de la toma de decisiones medioambientales[283] destaca la realizada por Munda (1995) denominada *NAIADE* (Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments).

El Método *NAIADE* realiza una evaluación lingüística de las alternativas en base a una medida de distancia semántica entre estas variables lingüísticas en forma de números difusos. Este proceso se realiza en base a la noción de relaciones difusas y cuantificadores lingüísticos. La agregación de preferencias concede mucha importancia a la cuestión de la heterogeneidad y diversidad de los criterios individuales, permitiéndose la compensación parcial entre los mismos y planteándose una medida de la entropía, concepto asociado al grado de borrosidad del sistema. Finalmente, el modelo multicriterio arroja una solución que considera el conflicto entre los tres criterios económicos de eficiencia, equidad y sostenibilidad.

El enfoque difuso resulta idóneo en el análisis del desarrollo sostenible dada la elevada ambigüedad contenida en el término. El concepto difuso de la sostenibilidad (Castro y Morillas, 1998) viene justificado por el elevado grado de incertidumbre de tipo difusa manifestada en los siguientes hechos (*op. cit.* pág. 14):

a) Ambigüedad conceptual. Se ha podido comprobar que la lógica dual tradicional se encuentra con la imposibilidad de clasificar sin ambigüedad ciertas situaciones como simplemente "sostenibles" o "no sostenibles". Ello es debido a que esta categorización no obedece a criterios estrictamente objetivos y cuantificables, debido a una indefinición manifiesta en el propio concepto de sostenibilidad. El enfoque difuso permite, entre otras ventajas conceptuales, el establecimiento de "umbrales blandos" (soft thresholds) o progresivos entre ambos términos lingüísticos.

b) Calidad de la información de partida. En este tipo de análisis, junto a la información objetiva existen otras fuentes de información importantes de naturaleza subjetiva. Asimismo, numerosas estadísticas son

281. Entre otras aportaciones cabe mencionar las de Yager (1977), Dubois y Prade (1984), Chen y Hwang (1992), Fodor y Roubens (1994), Grabisch (1996) y Morillas *et al.* (1997a).

282. Estos autores utilizan el operador-mínimo para construir la función de decisión $\mu_D(x)=min\{\mu_{\lambda_1}(x),\mu_{\lambda_2}(x),...,\mu_{\lambda_m}(x)\}$ con la que se obtiene, para cualquier alternativa *x*, el grado en el que *x* cumple los criterios expresados por los conjuntos difusos $\tilde{A}_1,\tilde{A}_2,...,\tilde{A}_n$

283. Destacan las aportaciones de Smith (1994), Munda (1995), Munda *et al.* (1993; 1994; 1995) o Reilly (1996), entre otros.

incompletas, imprecisas o ambiguas en algunos casos, hecho que dificulta las comparaciones entre ámbitos distintos, sobre todo a escala urbana donde no existe una base estadística en materia de indicadores de desarrollo sostenible. El enfoque difuso permite afrontar este tipo de problemáticas asociadas a la información subjetiva o ambigua, asignando distintos grados de pertenencia a la misma.

c) Conflicto entre intereses. Si bien hay otras técnicas para evaluar el conflicto entre objetivos, la adopción de un enfoque difuso aporta una mayor flexibilidad en las soluciones obtenidas bien sea a partir de técnicas multicriterio, como a través de medidas agregadas a partir de indicadores en conflicto que necesitan de mecanismos compensadores.

En referencia a la elaboración de medidas específicas de la sostenibilidad, son escasas y muy recientes las referencias aplicables, destacando Silvert (2000), Phillis y Andrian. (2001) y Cornelissen *et al.* (2001). Desde un enfoque difuso para la elaboración de medidas sintéticas del desarrollo sostenible sobre la base de indicadores de sostenibilidad, se pueden distinguir dos tipos de análisis para construir índices difusos de sostenibilidad:

a) En primer lugar, una línea de trabajo viene dada por la construcción de índices difusos a partir de la agregación de conjuntos difusos. Silvert (1997; 2000) propone un intuitivo método que sigue los pasos habituales en la elaboración de índices pero aplicados a un entorno difuso. Seleccionados los indicadores iniciales en base a criterios científicos y políticos, así como la importancia relativa de cada uno de ellos, se calculan los valores de pertenencia de cada indicador a los valores lingüísticos definidos para la variable (p.e.: no aceptable, aceptable), considerando para ello los valores críticos u objetivo planteados. La agregación ponderada de estos valores de pertenencia mediante un operador compensatorio, dan lugar a un conjunto final a modo de índice difuso. Si se parte de varias funciones de pertenencia, se puede implementar un proceso de aclarado para llegar a una única puntuación rígida para cada caso.

b) Una segunda posibilidad es la elaboración de modelos de lógica difusa o razonamiento aproximado (reglas "if-then"). Un ejemplo se encuentra en el modelo SAFE (Sustainability Assessment by Fuzzy Evaluation) desarrollado por Phillis y Andrian. (2001). En este modelo se parte de la definición de unos indicadores de sostenibilidad ecológica y social agrupados según el enfoque PER de la OCDE, llegando finalmente a la formulación de una medida difusa de la sostenibilidad global. Las variables rígidas iniciales son normalizadas (en referencia al valor objetivo para cada una de ellas) y transformadas a variables lingüísticas difusas. Mediante distintos operadores estas variables son agregadas en varias fases siguiendo las reglas de inferencia difusa (Zadeh, 1979), configurando el índice difuso de sostenibilidad. Finalmente, mediante el proceso de "aclarado" (defuzzification) se pasa a una medida rígida de la sostenibilidad.

En referencia a las aplicaciones difusas más relevantes en el ámbito de la sostenibilidad urbana destaca, entre otros, el trabajo de Nijkamp y Pepping (1998), quienes aplican el análisis de conjuntos rugosos[284] a la identificación de pautas o condiciones para el éxito de la sostenibilidad urbana, en un ejercicio de meta-análisis de políticas urbanas en algunas ciudades europeas.

Por otra parte, son varias las aplicaciones de redes neuronales basadas en lógica difusa que se centran en el análisis espacial (Openshaw, 1993) y urbano (White, 1989). Diappi *et al.* (1998) desarrollan una red neuronal difusa que modeliza el equilibrio entre los diferentes subsistemas urbanos: el social, el económico y el físico o ambiental. Mediante un aprendizaje utilizando una base de datos con 43 atributos para 95 ciudades italianas, la red neuronal asigna las ponderaciones de las variables en función a la optimización de grupos específicos de atributos. Finalmente se jerarquizan las ciudades en base a las propiedades de estas variables, pero no se obtiene una medida sintética final.

En Diappi *et al.* (1999) se elaboran unos mapas de riesgo y oportunidades para la sostenibilidad a escala urbana, manejando variables referidas a contaminación, niveles educativos, desempleo juvenil o calidad de las viviendas, entre otras. El modelo implementado se apoya también en el desarrollo de una red neuronal difusa. Finalmente, Buscema y Diappi (1999) estudian la complejidad de la estructura urbana a partir de una red

284. Un conjunto rugoso es una extensión del concepto básico de conjunto difuso debida a Pawlak (1982; 1991). Se aplica como instrumento para transformar y clasificar datos cualitativos en distintas clases de atributos (Bergh *et al.*, 1997) cuando la información imprecisa no permite clasificarlos numéricamente mediante sus características en una categoría, expresando los grados de pertenencia mediante el concepto de aproximación (Pawlak, 1982).

neuronal para caracterizar la especialización cultural, técnica y productiva de las ciudades analizadas así como las interrelaciones socioeconómicas y ambientales.

4.4.3. Descripción del modelo difuso

A la hora de escoger el modelo difuso para determinar una medida de la calidad del desarrollo a partir de un conjunto de indicadores, se han identificado dos grupos de metodologías: la agregación de conjuntos difusos y la lógica difusa. En este punto es necesario recabar argumentos que fundamenten la elección de una alternativa u otra. Con este objetivo resulta interesante la comparativa que Cornelissen et al. (2001) realizan de las dos vías posibles.

Entre sus conclusiones (*op. cit.* pág. 183), destacan que "la agregación de conjuntos difusos es una aplicación robusta de la teoría de conjuntos difusos que permite un enfoque general del razonamiento humano. Desde el punto de vista de la toma de decisiones, esta técnica realiza una ordenación de las actitudes frente al desarrollo sostenible, partiendo de la conservadora hasta la liberal". Por otro lado, en referencia al modelo de aplicación de la lógica difusa, señalan que se trata de "una aplicación más refinada de la teoría de los conjuntos difusos que permite un enfoque específico del razonamiento humano".

El modelo de lógica difusa, siguiendo la formulación que se ha mencionado más arriba o cualquier otra apoyada en redes neuronales difusas para estimar las ponderaciones entre las variables y la estructura de las reglas de razonamiento difuso, resulta una alternativa más enriquecedora desde el punto de vista de la medida del desarrollo sostenible. Ya se ha comentado que la "vaguedad" presente en dicho concepto es el principal obstáculo para su evaluación.

Desde la lógica difusa se pueden modelizar más acertadamente las reglas de decisión implícitas en la visión que los agentes decisores, la comunidad científica o la sociedad tienen acerca del desarrollo sostenible. De esta forma se elude el paso previo de la definición del concepto de desarrollo sostenible, estableciendo en su lugar las reglas de razonamiento implicadas y que subyacen en los juicios de valor referidos a las decisiones en materia de desarrollo[285].

De forma resumida, son tres las principales trabas que justifican la no selección de un modelo de lógica difusa en el presente trabajo:

a) La necesidad de construir las reglas de razonamiento difuso para realizar la inferencia difusa. Desconocidas las reglas de forma total o parcial, dos son las principales alternativas (Bàrdossy y Duckstein, 1995): contar con una serie de opiniones de expertos que establezcan las relaciones entre los inputs y los posibles outputs, o bien con una base de datos amplia que permita identificar cuáles son las variables explicativas observadas y derivar el sistema de reglas difusas.

b) El uso de un número elevado de indicadores complica exponencialmente las reglas difusas, dada su naturaleza combinatoria, perdiendo transparencia el análisis. Este hecho obliga a la selección del menor número posible de indicadores iniciales de cara a mantener la transparencia del modelo a costa de una menor representatividad.

c) La robustez del modelo basado en lógica difusa depende de la amplitud y la calidad de la base de datos. En ciertos casos no es posible la extrapolación de las reglas de razonamiento difuso a otros ámbitos, máxime si se han elaborado sobre la base de redes neuronales, pues en este caso se desconocen las operaciones realizadas en la llamada "caja negra" para pasar del input al output, perdiendo sentido el análisis comparativo con otros ámbitos no recogidos inicialmente en el análisis.

Por su parte, de forma complementaria, la selección del modelo difuso de agregación de conjuntos se basa en los siguientes puntos:

a)Supone un método idóneo para una primera aproximación descriptiva de las variables que componen el concepto de desarrollo. Por la propia estructura del modelo, es posible determinar el peso relativo de cada variable y realizar análisis de sensibilidad específicos.

b) Facilita la consideración de un mayor número de dimensiones a la hora de cuantificar el desarrollo sostenible, manteniendo la transparencia interna del modelo.

c) Partiendo de una definición en términos relativos de la sostenibilidad, permite la comparación directa entre análisis de ámbitos distintos, siempre y cuando hayan seguido los mismos pasos en su formulación,

285. Con el instrumento del razonamiento aproximado es posible además realizar otro tipo de análisis centrados, por ejemplo, en el estudio de conflictos en la toma de decisiones medioambientales (conservar vs. explotar) mediante teoría de juegos difusos, etc.

hecho no totalmente necesario en los modelos de razonamiento aproximado.

En base a todo lo anterior, se propone en este epígrafe el marco general para implementar un modelo difuso lingüístico aplicado a la obtención de un índice de desarrollo sostenible mediante la agregación de conjuntos difusos (ACD). Los pasos a seguir son (Figura 4.2):

a) Selección de los indicadores, definición de los valores de referencia y normalización.

b) Definición de la variable lingüística difusa "sostenibilidad parcial" en base al concepto operativo de desarrollo sostenible finalmente seleccionado.

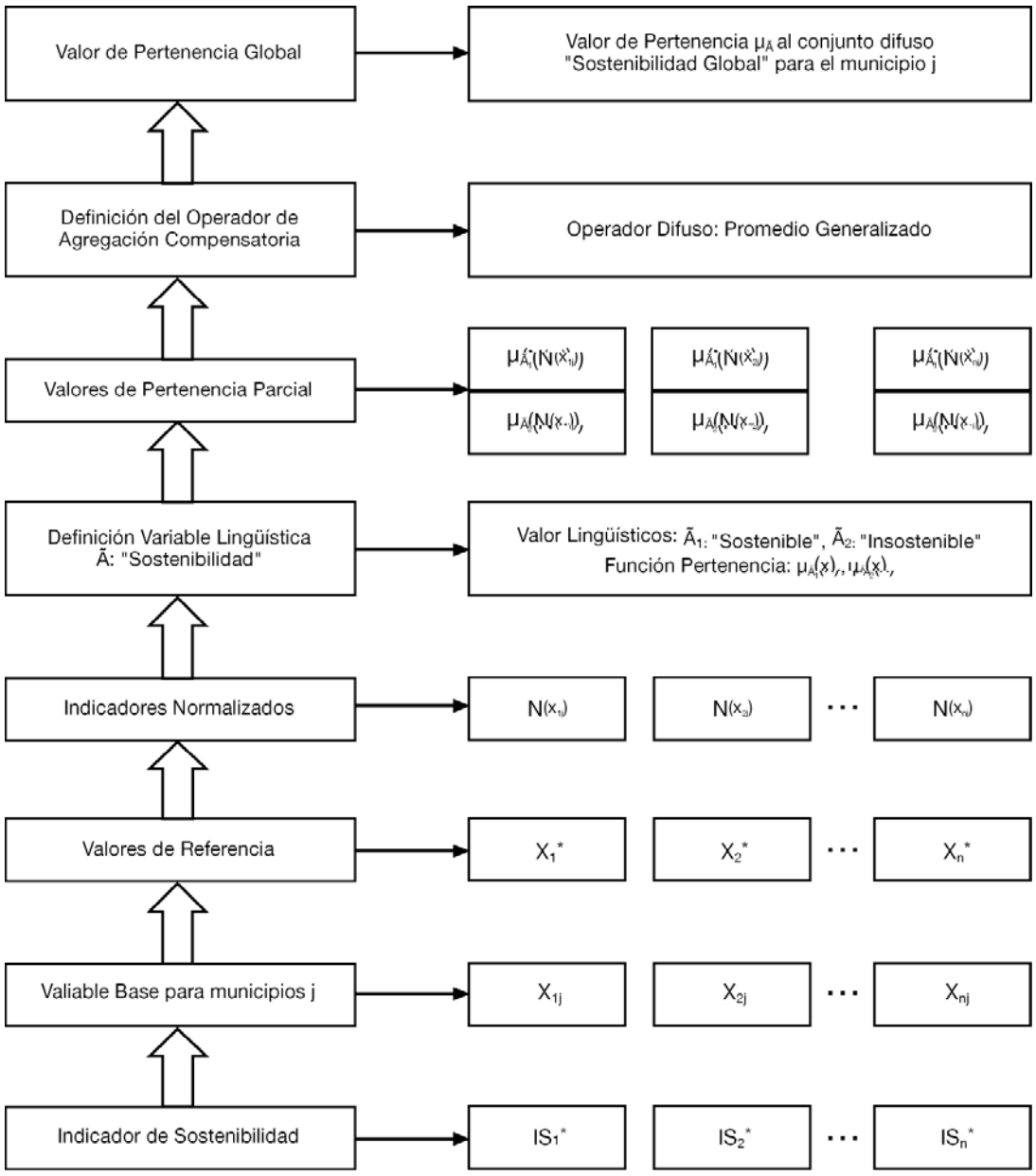
c) Definición de las funciones de pertenencia y de los valores de pertenencia parciales.

d) Agregación de las pertenencias parciales y obtención del índice difuso "sostenibilidad global".

e) Aclarado y obtención de una medida rígida como índice final no difuso.

La aproximación que sobre la base de datos elaborada se realizará en el capítulo siguiente seguirá este esquema, concretando en mayor medida las diversas opciones que se plantean en este modelo general.

Figura 4.2. Modelo difuso para la agregación de indicadores de desarrollo sostenible



4.4.3.1. Selección de los indicadores de sostenibilidad y de los valores de referencia

La selección de los indicadores iniciales ha de partir de la base de un conocimiento experto acerca de la información relevante para la medida del desarrollo. Para ello es necesaria la formulación previa de un modelo que presente las principales interrelaciones entre los componentes, en este caso, del ecosistema urbano[286].

Definido el modelo de partida, se establecen criterios para decidir qué tipo de medida se desea obtener. Dada su principal utilidad (apoyo a la toma de decisiones), un índice de desarrollo ha de considerar aquellas dimensiones factibles para la posterior gestión o actuación sobre las mismas. No obstante, se han de aunar criterios tanto científicos como sociales para delimitar el concepto operativo de desarrollo.

En cada uno de los subsistemas del modelo de análisis local se han de identificar los más indicadores relevantes para elaborar el índice difuso. Para realizar esta selección resulta pertinente partir de los resultados previos de otras técnicas multivariantes, tales como el análisis de componentes principales, cuando los indicadores así lo permitan.

También se ha comentado que el modelo difuso posibilita el uso de información no necesariamente rígida o exacta. Gracias al uso del enfoque lingüístico, entre los indicadores se podrán incluir al mismo nivel valoraciones subjetivas (p.e.: percepciones subjetivas de la calidad del medio ambiente), e información vaga o incompleta.

Seleccionados los indicadores iniciales en base a su incidencia directa sobre cuestiones relativas al desarrollo, se pasa a la identificación de los valores de referencia. Otra característica inherente al modelo difuso es la definición de umbrales progresivos. Este importante aspecto es destacado por Phillis y Andrian. (2001:436): "el límite entre situaciones sostenibles e insostenibles es muy difuso, por lo que no es posible determinar valores de referencia rígidos para la sostenibilidad". En función a los valores de referencia, son diversas las posibilidades de análisis de la sostenibilidad, destacando las tres siguientes.

En primer lugar, si se opta por la aplicación de valores objetivo observados (máximo, media, mínimo), el modelo difuso se aproxima al concepto de la sostenibilidad relativa comentada en el epígrafe de ciudad y sostenibilidad. Los indicadores son referidos a determinados valores observados en la muestra. Una elevada pertenencia al conjunto "Sostenible" denotaría una mejor evaluación del indicador en relación a los valores observados en la muestra y por tanto una mejor posición relativa del ámbito de estudio.

En segundo lugar, si se parte de valores de referencia absolutos (umbrales o niveles críticos predefinidos), el concepto de desarrollo se puede considerar bajo el enfoque de la sostenibilidad absoluta. Las distancias de los indicadores a los valores de referencia aportan información acerca del margen que queda (o bien el déficit producido) para alcanzar el límite físico o nivel crítico estimado. Una elevada pertenencia de la evaluación difusa de un indicador concreto al conjunto "Sostenible" implicaría que en gran medida se cumple el valor de referencia u objetivo definido para el mismo y que por tanto, en términos de la contribución al desarrollo sostenible de dicho indicador, se cumple el criterio de la sostenibilidad absoluta.

Una tercera alternativa es la derivada de que en el modelo difuso se pueden utilizar valores de referencia orientados hacia la toma de decisiones, es decir, los denominados valores o niveles objetivo (targets). Los mismos formulan un nivel a alcanzar por la política de desarrollo implementada en el ámbito de acción y que se plasma en un determinado valor para el indicador.

Sobre la base de la matriz con las variables base para el modelo lingüístico difuso, se considera para cada valor x_{ij} en el ámbito *i* y la dimensión *j*, un valor de referencia x_j^*. Este valor cumple para todos los indicadores la misma función desde distintas perspectivas. En unos casos se trata de un valor objetivo mínimo (p.e.: niveles de ruido ambiental), de un valor objetivo máximo (p.e.: renta *per capita*), o de un valor objetivo en forma de intervalo (p.e.: distancia temporal a zonas verdes). En términos de la evaluación del desarrollo, se trata de delimitar para cada indicador el valor que determine el sentido de su contribución al desarrollo sostenible[287].

---

286. Sobre las cuestiones no directamente relacionadas con el modelo difuso, en concreto la definición de los componentes del modelo, la selección de indicadores y la justificación de los valores de referencia, se ocupa en profundidad el primer apartado del siguiente capítulo.

287. En el capítulo anterior ya se hizo referencia a la selección del valor de referencia entre alternativas como el nivel objetivo, el umbral crítico, o los niveles observados (min, max, medio, mediano). El hecho de seleccionar el nivel-objetivo no descarta los demás, dado que puede coincidir en algunos casos con ciertos valores observados (eligiéndose así de referencia la mejor situación observada) o con los niveles críticos a mantener de determinados conceptos (p.e.: el verde urbano ha de superar los 5 m^2/hab.).

Seguidamente se procede a la normalización de los indicadores. Existen muchas alternativas para conseguir una medida homogénea comparable para todos los indicadores. La normalización clásica parte de las siguientes expresiones:

a) $N(x_i) = \frac{x_i}{x}$

b) $N(x_i) = \frac{x_i - \bar{x}}{\sigma}$

La alternativa primera es la más simple, donde sólo se relativiza respecto al valor medio, eliminando el efecto de la unidad de medida. La segunda es la más utilizada, pues las diferencias al valor medio relativas a la desviación típica observada consiguen eliminar los efectos de unidad de medida y escala.

Otra posibilidad contemplada en la construcción de índices agregados es la definida por Drewnowski (1970) llamada "punto de correspondencia" utilizada en la elaboración del Índice de Desarrollo Humano (UNDP, 2000). Consiste en establecer para cada indicador un intervalo limitado por un mínimo y un máximo empíricos y calcular el nivel alcanzado como tasa o porcentaje de dicho intervalo:

$$N(x_i) = \left(\frac{x_i - x_{min}}{x_{max} - x_{min}} \right) \cdot 100$$

Con esta alternativa se pretende normalizar el indicador en base a su distancia al valor mínimo en relación al recorrido total. Profundizando en esta idea, la normalización se puede realizar respecto a los valores de referencia seleccionados para cada indicador, considerándola como una estandarización en términos de distancia respecto al valor objetivo de cada indicador.

Siguiendo a Phillis y Andrian. (2001) se pueden definir las siguientes funciones de normalización en base a que el valor objetivo sea un máximo x^*_{max}, un valor mínimo x^*_{min}, o un intervalo (x^*_{min}, x^*_{max}):

a) Si el valor objetivo es un máximo x^*_{max},

$$N(x_i) = \begin{cases} \frac{x_i - x_{min}}{x^*_{max} - x_{min}} & ; x_i < x^*_{max} \\ 1 & ; x_i \geq x^*_{max} \end{cases}$$

b) Si el valor objetivo es un mínimo x^*_{min},

$$N(x_i) = \begin{cases} 1 & ; x_i \leq x^*_{min} \\ \frac{x_{max} - x_i}{x_{max} - x^*_{min}} & ; x_i > x^*_{min} \end{cases}$$

c) Si el valor objetivo es un intervalo (x^*_{min}, x^*_{max}),

$$N(x_i) = \begin{cases} \frac{x_i - x_{min}}{x^*_{min} - x^*_{min}} & ; x_i \leq x^*_{min} \\ 1 & ; x_i \in (x^*_{min}, x^*_{max}) \\ \frac{x_{max} - x_i}{x_{max} - x^*_{max}} & ; x_i \geq x^*_{max} \end{cases}$$

Tras esta normalización, todos los indicadores son adimensionales, tomando valores en el intervalo (0,1). Un valor próximo a cero indica que, en la dimensión recogida por el indicador específico, se está lejos del objetivo marcado. De forma complementaria, un valor del indicador normalizado próximo a la unidad refleja que se cumple el objetivo definido para la consecución del desarrollo sostenible.

4.4.3.2. Definición de la variable lingüística

Bajo el enfoque lingüístico, el principal instrumento de este modelo es la definición de una variable lingüística difusa. Cuatro son sus características:

a) El nombre de la variable (p.e.: la altura).

b) El valor o valores lingüísticos (p.e.: bajo, mediano, alto). Cada uno de ellos tiene un valor sintáctico (etiqueta) y un valor semántico (significado).

c) Las funciones de pertenencia de los valores lingüísticos (p.e.: funciones matemáticas como las derivadas de los números triangulares).

d) El dominio de la variable base (p.e.: la escala de medida en centímetros).

La variable lingüística traducirá a términos difusos, mediante la función de pertenencia, la información inicial de la variable base (Bonissone, 1982). Este proceso recibe el nombre de "difuminado" o "borroseado" (fuzzification). La elección del conjunto de términos lingüísticos con sus semánticas respectivas, la "granularidad" (granularity) de la variable lingüística (Jiménez, 1998), es el primer paso a realizar, de ahí la importancia de una correcta definición del dominio de expresión lingüística (Zadeh, 1975)[288].

288. Una definición operativa de los pasos a establecer en la toma de decisiones con información lingüística puede encontrarse en Herrera y Herrera-Viedma (2000).

De cara a evaluar el desarrollo sostenible, se define precisamente esta variable lingüística $\tilde{A}$: "Sostenibilidad" cuyo ámbito de aplicación es la evaluación difusa de la distancia de un indicador específico al nivel de referencia previamente definido.

Seguidamente se han de identificar los posibles valores lingüísticos, para cada uno de ellos su valor semántico vendrá definido por un subconjunto difuso $\tilde{A}_i$ en el universo de discurso $N(x_{ij}) \in [0,1]$. Se podrían definir tantos valores como fueran necesarios para caracterizar o adjetivar a la variable nivel de desarrollo.

La definición de dos valores lingüísticos ($\tilde{A}_1$: Sostenible y $\tilde{A}_2$: No sostenible), supone una opción válida como primera aproximación que no persigue más que la clasificación de los municipios considerando que tiene características pertenecientes a ambos conceptos con distintos grados de intensidad o posibilidad. La justificación de elegir dos valores lingüísticos, frente a la posibilidad de definir más valores[289] se basa en dos razones:

a) Adecuación lingüística. En la literatura revisada en los capítulos anteriores se parte de la definición de una única variable: sostenibilidad, caracterizada en la lógica clásica por dos términos complementarios y excluyentes: "sostenible" frente a "no sostenible"[290].

b) Adecuación difusa. El hecho de considerar un modelo difuso en sí permite una pertenencia gradual y progresiva del valor del indicador al concepto de desarrollo descrito por el conjunto difuso "sostenible", por lo que en una primera aproximación se considera como suficiente. Este hecho no ocurre en la lógica clásica donde dos valores frontera de un indicador se clasifican en conjuntos complementarios a pesar de su mínima diferencia (problema de los bordes rígidos en la teoría clásica de conjuntos), lo que obligaría en ese caso a la redefinición de más conjuntos rígidos (más granulación) para evitar el efecto de los valores frontera.

Si los indicadores son referenciados a determinados valores observados en la muestra, se considera el enfoque de la sostenibilidad relativa. Una elevada pertenencia al conjunto "sostenible" denotaría una mejor evaluación del indicador en relación a los valores observados en la muestra y por tanto una mejor posición relativa del ámbito de estudio.

Si se parte de valores de referencia absolutos (enfoque de la sostenibilidad objetiva), las distancias de los indicadores a los valores de referencia aportan información acerca del margen que queda (o bien el déficit producido) para alcanzar el límite físico o nivel crítico estimado. Una elevada pertenencia de la evaluación difusa de un indicador concreto al conjunto "Sostenible" implicaría que en gran medida se cumple el valor de referencia u objetivo definido para el mismo y que por tanto, en términos de la contribución al desarrollo sostenible de dicho indicador, se cumple el criterio de la sostenibilidad en sentido objetivo.

Los distintos valores lingüísticos vienen definidos por unas funciones de pertenencia específicas, las cuales se refieren y justifican en el siguiente epígrafe. De las mismas se derivan una pertenencia parcial al conjunto difuso "sostenible" para cada indicador normalizado.

La variable lingüística final obtenida tras la agregación de todos los indicadores está definida semánticamente de la misma forma que la variable descrita ($\tilde{A}$). No obstante, para reflejar el proceso de agregación se denominará $\tilde{A}_{Global}$: "Sostenibilidad Global".

4.4.3.3. Definición de las funciones de pertenencia. Borroseado de la información

Asumiendo el uso de los conjuntos difusos para describir la semántica de los términos lingüísticos, la correcta definición de la función de pertenencia es la clave para la obtención de un modelo difuso que ofrezca respuestas útiles al problema de incertidumbre difusa[291]. Esta función permite la definición de un "umbral suave" (soft threshold) en contraste con el "umbral duro" (hard threshold) de los conjuntos clásicos.

A la hora de su definición en determinados ámbitos de aplicación, si no es posible partir de una base amplia de datos reales y objetivos[292] sobre los que aplicar una red neuronal de aprendizaje "prueba - error" (p.e.: ciencias sociales), puede producirse un elevado grado de subjetividad, hecho que no suele ocurrir en el caso de las aplicaciones realizadas en Ingeniería Industrial. En este sentido, al asociar un conjunto difuso a un concepto lingüístico, puede aparecer el obstáculo añadido de la

289. La diferenciación de más categorías o valores para el término lingüístico ha de cumplir un compromiso genérico de operatividad (Zadeh, 1975). La mayor especificación de categorías lingüísticas redunda en un mayor refinamiento o desagregación de la información resultante en el output del modelo. No obstante, el análisis planteado persigue una formulación más genérica propia de una primera aproximación metodológica a la modelización de la sostenibilidad.

290. Para facilitar el cálculo posterior y de acuerdo a su adecuación lingüística, dado que ambos términos son complementarios, se definen las dos funciones de pertenencia también de forma complementaria.

291. Resulta habitual referirse a la función de pertenencia como el punto fuerte y débil de la teoría de los conjuntos difusos.

292. No obstante, en estos casos se suele recurrir a la opinión de expertos, el uso de indicadores aproximados o la simulación previa de datos.

indefinición en la aplicación, como señalan Bàrdossy y Duckstein (1995:14) en referencia precisamente al ejemplo de los valores lingüísticos "buena o excelente calidad medioambiental."

Al revisar las técnicas existentes para la caracterización de conjuntos difusos[293] se constata que no existe un único método de definición de funciones de pertenencia. Su elección está sin duda condicionada por el hecho de que la función de pertenencia represente fielmente el cumplimiento progresivo de determinada característica a modelizar por el conjunto difuso en concreto[294].

La manera más genérica de realizar este proceso es mediante la definición de un número difuso triangular $\tilde{A}$ con respecto a un parámetro x mediante la identificación de tres números (Bàrdossy y Duckstein, 1995):

a) el valor más creíble x^*, al que se le asigna el valor de pertenencia de 1.

b) el número x^-, que casi con total certeza es menor que el valor del parámetro, asignándole un valor de pertenencia de 0.

c) el número x^+, que casi con total certeza es mayor al valor del parámetro, asignándole un valor de pertenencia de 0.

Queda así definido el número triangular $\tilde{A}=(x^-,x^*,x^+)$. El intervalo (x^-,x^+) es el soporte del número difuso, fuera del cual la función de pertenencia es definida como cero.

La justificación de esta técnica de obtención de funciones de pertenencia es igualmente intuitiva. En situaciones en las que no es posible implementar otras técnicas basadas en la probabilidad *a priori* o aquellas que determinen valores funcionales (Türksen, 1991), la aproximación del número difuso triangular permite satisfacer unos requerimientos mínimos en términos de compatibilidad con otras formas funcionales, es decir, se trata de la mejor aproximación posible a la mayoría de funciones de pertenencia (Pedrycz, 1994), mostrando también una mayor comodidad a la hora de su cálculo.

En estas situaciones, la alternativa radica en el desarrollo de métodos empíricos para la construcción de funciones de pertenencia basados en la opinión de expertos. En este punto, Cornelissen *et al.* (2001) consideran tres aspectos fundamentales: a) definir qué cualificación han de cumplir estos expertos; b) cómo obtener el conocimiento experto para construir la función de pertenencia; y c) establecer métodos para medir la fiabilidad de dicha función, hecho básico para fundamentar el modelo difuso.

En el análisis objeto de estudio existe cierta información, basada en la semántica propia del concepto de desarrollo sostenible, que permite una primera selección funcional que perfecciona la aproximación triangular. En primer lugar, si se elige la función triangular resultaría muy difícil defender que sólo un único valor de la variable tiene una pertenencia total al conjunto difuso "sostenible".

Para solucionar esta cuestión, en la toma de decisiones con información lingüística, algunos autores consideran las funciones de pertenencia trapezoidales[295] lineales como mejores aproximaciones a la evaluación lingüística, dado que "puede ser imposible e innecesario obtener valores más precisos" (Herrera y Herrera-Viedma, 2000:70). Por otra parte, un número difuso semi-infinito $(q\text{-}\infty)$, caso específico de los números triangulares, resulta más adecuado que un número triangular genérico, dado que representa una mayor incertidumbre difusa en el cálculo de la pertenencia al objetivo de la sostenibilidad (Phillis y Andrian., 2001).

Un segundo aspecto en relación al concepto de sostenibilidad es la progresividad. La ganancia parcial de la sostenibilidad no es la misma para un indicador que mejora en su posición relativa partiendo desde valores mínimos o elevados. Resulta claro que a partir de cierto nivel crítico se modifica la pendiente al alcanzar niveles de sostenibilidad suficientemente elevados. En este sentido, un número difuso con función-S aporta una mayor flexibilidad que las anteriores formas funcionales (Figura 4.3), suavizando el balance progresivo de la pertenencia de forma no lineal y aproximándose así a la lógica humana a la hora de asignar valores de pertenencia a los conjuntos de "sostenible" y "no sostenible" (Figura 4.4).

293. Véanse Civanlar y Trussel (1986), Dubois y Prade (1986) y Türksen (1991).

294. Una vez que se han especificado las funciones de pertenencia, es recomendable realizar un análisis de sensibilidad para perfeccionar dichas funciones (Bàrdossy y Duckstein, 1995), dado que el modelo difuso es muy sensible al tipo de soporte o pendientes de las mismas.

295. Se ha de recordar que un número triangular es un caso específico de número trapezoidal.

Figura 4.3. Comparación entre formas funcionales de pertenencia difusa

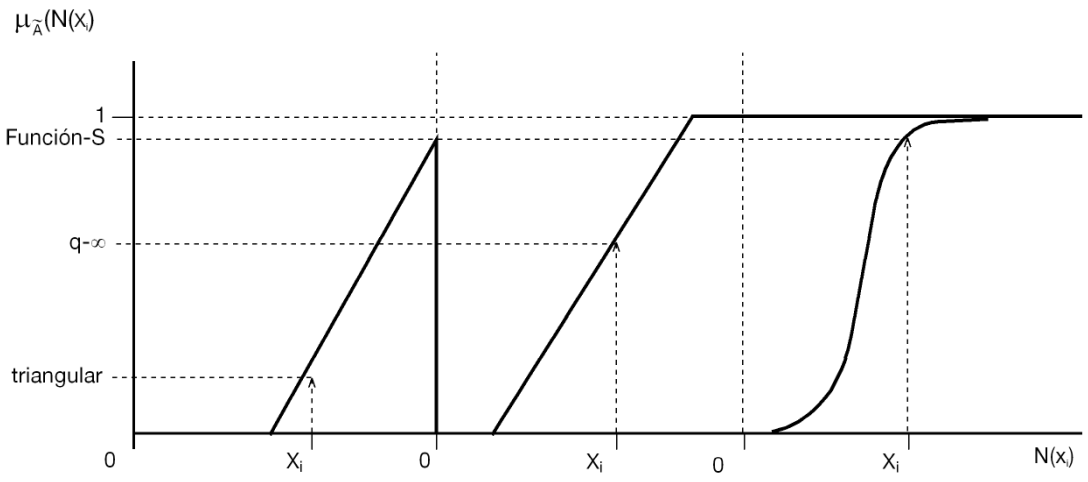
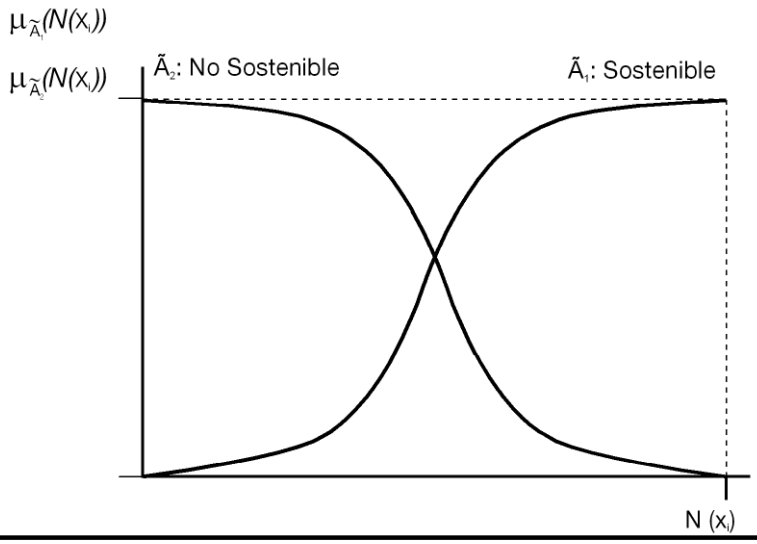


Figura 4.4. Función de pertenencia



El siguiente paso es el de "borroseado" en la que se pasa de la información rígida a la información difusa en términos lingüísticos. Para ello se computa el grado de pertenencia del valor normalizado de cada indicador a los conjuntos difusos definidos.

4.4.3.4. Agregación. Selección de los operadores de agregación de las pertenencias parciales

Calculados los valores de pertenencia para todos los indicadores referidos a cada ámbito de estudio, se procede a la agregación de los mismos para obtener una medida promedio difusa de los valores de pertenencia a los distintos términos lingüísticos empleados para referirse al desarrollo global del ámbito en cuestión.

No obstante, como paso intermedio, se puede diferenciar una agregación previa por subsistemas de indicadores, obteniendo así una medida del desarrollo específica para los mismos, mucho más homogénea internamente a la hora de interpretar la pertenencia a los distintos valores lingüísticos.

La *agregación* de los indicadores referidos a subsistemas distintos ha de afrontar las cuestiones referidas al balance o compensación de la misma. Esta cuestión permite la elección de uno de los enfoques de la sostenibilidad: fuerte o débil, al poderse considerar distintos ajustes en el grado de sustituibilidad entre el capital natural y humano.

Desde la sostenibilidad débil, reconociendo la existencia de un balance entre los criterios (sobre todo el económico y el ambiental), se puede elegir una regla que permita compensar valores de pertenencia bajos de unos indicadores (p.e.: espacios protegidos) con valores elevados de otros (p.e.: verde urbano). En términos del modelo difuso, este enfoque se traduce en la aplicación de un operador para la agregación que considere un criterio de compensación o sustituibilidad plena (operador-máximo) o parcial (operador- , la suma simétrica, la media aritmética, etc.).

Zimmermann y Zysno (1980) constatan que el procedimiento de agregación que realiza el razonamiento humano es de naturaleza compensatoria, por lo que los operadores mínimo y máximo no son válidos para la agregación, dado que se necesita una solución de compromiso entre los resultados del "y" lógico y del "o" lógico. Como señalan Chen y Hwang (1992:60), es similar a "tomar una decisión en base únicamente al mejor y al peor de los valores del atributo considerado".

Partiendo del enfoque de la sostenibilidad en sentido fuerte, el modelo difuso no ha de considerar la compensación de valores mínimos por debajo de cierto umbral de pertenencia o α-corte. La evaluación difusa global será determinada por el indicador en peor situación respecto al valor de referencia absoluto, independientemente de que otras variables sí consigan valores de pertenencia elevados. Para ello se pueden usar operadores no compensatorios como el operador-mínimo de la intersección o la media geométrica.

En relación con el concepto de balance o compensación aparece también la *ponderación.* En este sentido, si se dispone de la información necesaria para su definición, resulta recomendable establecer unos pesos relativos para cada variable, de manera que no todos los valores de pertenencia parciales se compensen de la misma manera (Silvert, 1997). No obstante, dado el grado de subjetividad en esta cuestión, se ha de realizar bajo el prisma de la información de expertos y el posterior análisis de sensibilidad de los resultados obtenidos.

De entre las alternativas a la hora de seleccionar finalmente el tipo de operador de agregación, lo habitual es aplicar la media aritmética, no obstante, Zimmermann y Zysno (1980) muestran que este promedio, si bien supone una compensación básica, da lugar a evaluaciones sesgadas porque este operador no tiene en cuenta la interacción entre criterios. Para ello, Dubois y Prade (1985) desarrollan el operador promedio ponderado generalizado comentado anteriormente, de gran versatilidad y facilidad computacional, razón por la cual se utilizará en la aplicación propuesta al final de este trabajo.

Por otra parte, el operador- cuenta asimismo con gran aceptación en los modelos difusos de agregación de conjuntos, dado que también permite ajustar su posición relativa entre el operador-mínimo y el operador-máximo[296]. Asimismo, el operador suma simétrica (Silvert, 1979) también muestra una buena adecuación al análisis de pertenencias en términos de clases complementarias (sostenible y no sostenible), así como su capacidad de combinar objetivamente, compensar, las pertenencias parciales en caso de conflicto entre indicadores (Silvert, 1997).

El operador mínimo supone un grado de conservadurismo pleno, hecho que lo hace idóneo para análisis desde el enfoque de la sostenibilidad fuerte al no permitir la compensación. De forma menos estricta, la media geométrica es buena candidata para ese tipo de análisis, dado que permite cierta compensación, pero si una pertenencia parcial para un indicador es "cero" hace

296. Al igual que los operadores de Yager, se trata de un operador paramétrico, donde la correcta selección del valor del parámetro condiciona la evaluación difusa. Por ejemplo, en Choi y Oh (2000) se desarrolla una técnica iterativa para estimar el valor de dicho parámetro.

que la pertenencia global sea también "cero", independientemente del resto de indicadores (Silvert, 1997).

Tras la agregación se obtiene para cada ámbito un promedio ponderado de la pertenencia parcial a los conjuntos difusos que caracterizan los valores lingüísticos que finalmente se hayan especificado. Si se ha utilizado un único conjunto, el promedio obtenido es el índice difuso de desarrollo que se buscaba. Si se han definido por ejemplo dos conjuntos difusos, para no tener que manejar dos cantidades para cada municipio y poder establecer una clasificación *rígida* en un único conjunto difuso se procede al proceso de aclarado ("defuzzification").

En otros términos, para poder clasificar en un único conjunto difuso a cada ámbito o caso analizado lo habitual es recurrir al concepto de α-corte referido anteriormente. Definido un umbral crítico α^*, se pueden discriminar los valores de pertenencia que sean menores a α^*. Cada ámbito tendrá una pertenencia dominante a partir de un α^* dado.

Otra alternativa es la propuesta por Silvert (1997) que se basa en la obtención de una puntuación *S* a partir de la suma ponderada de las pertenencias obtenidas en los diversos subconjuntos que conforman un conjunto difuso:

$$S=w_1 \cdot \mu_{\tilde{A}}+w_2 \cdot \mu_{\tilde{B}}+...+w_k \cdot \mu_{\tilde{z}}$$

De esta forma se concede un mayor grado de importancia a determinados conjuntos difusos así como a los distintos valores de pertenencia derivados y se obtiene una única medida para ordenar o jerarquizar los distintos ámbitos en su situación agregada frente al concepto de sostenibilidad subyacente en el estudio.

4.5. Conclusiones

Las conclusiones de un capítulo dedicado específicamente a la descripción de las técnicas estadísticas multivariante y el modelo difuso se concretan en el comentario crítico sobre la utilidad y el alcance de las mismas en el análisis específico.

Se parte del objetivo principal de la reducción o resumen de la información contenida en la matriz de datos inicial, para obtener así una medida sintética de la evolución conjunta definida por estos datos. Como se comenta en el siguiente capítulo, la base estadística está referida a diversas dimensiones o ámbitos que componen el modelo de desarrollo del ecosistema urbano.

Las tres metodologías expuestas, el Análisis de Componentes Principales, la Distancia P_2 y la Agregación de Conjuntos Difusos, tratan de llegar a este objetivo final desde tres vías distintas, aunque se ha de explicitar que comparten el hecho de analizar relaciones lineales, propias del modelo causa-efecto referenciado en el enfoque PER de la OCDE, a partir de la correlación existente entre los indicadores iniciales o en referencia a los índices elaborados para los distintos subsistemas parciales.

En particular, el Análisis de Componentes Principales define un nuevo y reducido conjunto de indicadores, combinaciones lineales de los iniciales, que tienen la característica de ser independientes entre sí y mantener la mayor cantidad de información de la matriz inicial. Esta técnica se usa también como base para el Análisis Factorial, si bien en este caso se alude a su base geométrica como ajuste entre los planos creados por las nuevas medidas o componentes.

Para ganar en comparabilidad con las otras técnicas, el Análisis de Componentes Principales se aplica en su versión normada, es decir, normalizando los indicadores de la matriz inicial. Con este mismo objetivo, no se introduce un sistema de ponderaciones específico (lo que se denomina Análisis de Componentes Principales ponderado), hecho que redundaría en una diferenciación subjetiva en el peso relativo de indicadores de determinado subsistema, o sobre los indicadores con mayor explicabilidad dentro de cada subsistema (realizando previamente un análisis sólo para cada subsistema).

La elaboración de un índice mediante los resultados obtenidos del Análisis de Componentes Principales se puede afrontar de muy diversas maneras. En este caso se opta por una combinación de todos los componentes para con ello evitar mayores pérdidas de información y por tanto medidas menos significativas. Asimismo, se consigue un índice con un mayor grado de comparabilidad, dado que su elaboración no depende del ámbito específico de análisis[297] y por tanto los resultados obtenidos son plenamente comparables.

297. Como ocurriría si se eligiera como índice únicamente el primer componente, independientemente de los indicadores contenidos en el mismo y su grado de explicabilidad respecto a la variancia total.

En segundo lugar, el Análisis de la Distancia P_2 aporta varias ventajas, entre las que destaca la obtención directa de una medida sintética o índice. Esta distancia es un promedio de las diferencias normalizadas y ponderadas para cada indicador con referencia a un valor objetivo predefinido. Las ponderaciones se obtienen mediante un proceso iterativo de ajuste en la introducción de los indicadores, en base a la cantidad de nueva información que aportan los mismos en relación a los indicadores ya recogidos.

Frente a la técnica del Análisis de Componentes Principales, menos exigente en estas cuestiones, este índice cumple ciertas propiedades y axiomas exigibles para ser una medida cardinal del desarrollo.

Finalmente, la técnica propuesta de Agregación de Conjuntos Difusos, pretende ser una aproximación a la aplicación de la Teoría de Conjuntos Difusos a la medida de la sostenibilidad mediante el uso de indicadores. Dado que esta teoría es de reciente aplicación en Economía y en la Ciencia de la Sostenibilidad, es necesario dedicar algunos apartados a describir los conceptos básicos sobre los que se asienta.

De cara a la elaboración de una medida sintética, la principal ventaja de este modelo es el elevado grado de flexibilidad que aporta frente al resto de técnicas descritas, gracias a la definición de las funciones de pertenencia. En este ejercicio se trata no obstante de obtener una medida final que sea muy similar a la derivada de las otras dos metodologías. Este hecho, si bien redunda en una simplificación excesiva, permite una mayor comparación entre las ordenaciones y resultados obtenidos para las tres técnicas empleadas. No obstante, en este capítulo teórico, se apuntan las principales aportaciones y potencialidades que se derivan de este modelo para obtener índices de sostenibilidad, básicamente:

- Definición operativa de la sostenibilidad utilizando límites progresivos.
- Definición lingüística de la sostenibilidad, más cercana al significado real del término (cargado de un elevado grado de incertidumbre difusa).
- Conjugación de indicadores objetivos junto a información subjetiva, incompleta o vaga.

Definición de un sistema de ponderación junto al establecimiento de un mecanismo de compensación que permite aproximar el índice obtenido hacia una medida de la sostenibilidad en sentido fuerte (no compensación) o sentido débil (elevada compensación).

- Definición de procesos multicriterio difusos en base a la aplicación de las denominadas reglas de inferencia difusa a la toma de decisiones con conflicto entre objetivos ambientales, económicos y sociales.

En definitiva, este trabajo trata de aplicar tres metodologías alternativas de forma que se obtengan resultados comparables en la medida de lo posible. Se reconoce que las tres técnicas permiten perfeccionamientos alternativos para obtener medidas finales más cercanas al objetivo de medida, si bien ello supone un importante detrimento de la comparabilidad, dado que suponen decisiones en materia de normalización y ponderación que afectan notablemente al peso de los indicadores a la hora de analizar las correlaciones observadas.

5. Análisis Empírico

Introducción

Como paso previo a la aplicación de los métodos descritos para la obtención de un índice o indicador sintético del nivel de desarrollo, es necesario realizar tres tareas: la definición del modelo teórico, la revisión de las fuentes estadísticas y la descripción de la base de datos.

El modelo teórico es la estructura sistémica de los elementos y relaciones que describen suficientemente el desarrollo urbano. Su formulación, como síntesis de los capítulos anteriores referidos al ecosistema urbano y a la definición operativa de desarrollo sostenible, tiene como resultado la selección de los ámbitos estratégicos y la propuesta teórica del sistema de indicadores de desarrollo.

La revisión de las fuentes estadísticas es una cuestión obligada en todo estudio empírico, consistiendo en la enumeración y descripción de la información estadística disponible así como la viabilidad de su utilización. En este epígrafe se concreta la limitación de la información disponible, hecho que supone una importante restricción en este tipo de estudios, delimitando el conjunto de indicadores definitivo.

Con el análisis exploratorio de datos se obtiene una visión más completa de la información estadística, sobre la base de medidas descriptivas y de síntesis. Además de comprobar ciertas condiciones necesarias para la aplicación posterior de las técnicas multivariantes, se identifican y resuelven los problemas de datos ausentes y atípicos que se puedan presentar.

El capítulo prosigue con la aplicación de las técnicas descritas: Análisis de Componentes Principales (ACP), Análisis de la Distancia P_2 (ADP_2) y Agregación de Conjuntos Difusos (ACD). Asimismo, se presenta una comparativa en dos fases de los resultados obtenidos: por una parte, entre las ordenaciones resultantes del nivel de desarrollo en los municipios de la muestra y, por otro lado, estableciendo las diferencias entre cada metodología.

5.1. Análisis del desarrollo sostenible urbano en Andalucía. Objetivos

En Andalucía, si bien resulta abundante la producción científica acerca de las diversas facetas del desarrollo a nivel local, se puede afirmar que son muy escasos los análisis desde un enfoque cercano a la Economía de la Sostenibilidad en su vertiente de indicadores de desarrollo y calidad de vida[298].

El objetivo principal de la presente investigación se encuadra precisamente en la línea de estudios centrados en la elaboración de medidas sintéticas de

298. Por su similitud con el enfoque actual destaca el realizado por Almeida y Granados (1999), existiendo numerosas aplicaciones de indicadores sociales a unidades comarcales y municipales andaluzas (IEA, 1999c).

desarrollo sostenible a nivel local. La medida que se pretende elaborar desde tres metodologías alternativas es una primera aproximación a un índice de desarrollo sostenible para las ciudades en Andalucía, considerando para ello el enfoque de la sostenibilidad débil (permite la compensación entre tipos de capital) y relativa (en términos de las mejores posiciones relativas de cada indicador). El primer paso es la definición de un sistema de indicadores asentado en un modelo de desarrollo urbano que identifique las principales relaciones a reflejar mediante indicadores.

Como señala Isla (2000) al analizar el estado de la cuestión en materia de indicadores de desarrollo sostenible, aparecen una serie de defectos de forma tales como:

a) La dispersión de contenidos y alcance de las propuestas, ante la heterogeneidad y falta de coordinación entre las propuestas metodológicas.

b) La falta de estructuración de los indicadores, dado que no se enmarcan en un modelo general previo que muestre las interacciones entre elementos.

c) La inconsistencia en la denominación de los indicadores, dado que no abarcan todos los aspectos necesarios para considerarse un sistema de indicadores de desarrollo sostenible.

El primer paso en la elaboración de todo sistema de indicadores ha de ser la formulación del marco conceptual mediante la definición de los conceptos de ecosistema urbano y desarrollo sostenible. En esta tarea se parte de los comentarios realizados en los tres primeros capítulos, concretando e identificando las áreas estratégicas y principales ámbitos que componen dicho modelo. Como conclusión a esta etapa se obtiene la propuesta teórica de indicadores iniciales.

5.1.1. Concepto y estructura del modelo urbano

Desde una visión economicista, el medio ambiente y los recursos naturales cumplen tres funciones básicas (Common, 1988): como input productivo, como destino de los residuos o contaminantes y como origen de servicios recreativos. Otras aproximaciones más ambientalistas[299] destacan además la función "soporte de vida". Como se describe en Reed (1994) y Hammond *et al.* (1995), la funcionalidad del medio ambiente para la actividad humana es triple:

a) Como fuente de la energía, alimentos, materiales y demás recursos naturales usados en la actividad humana.

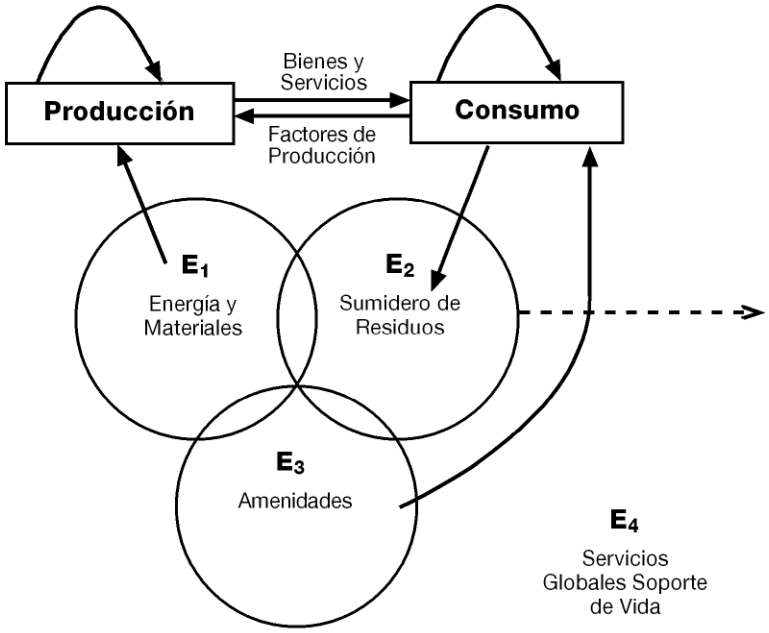
b) Como vertedero de los residuos y recursos ya utilizados (y cuya energía se ha disipado) que son considerados inútiles.

c) Como soporte de vida y definitorio de la calidad de ésta. Los ecosistemas naturales proveen de servicios esenciales para el mantenimiento de la vida, desde la descomposición de los residuos orgánicos a la transformación de energía solar. La contaminación del aire, el agua o el agotamiento de la biodiversidad redunda en una menor calidad de vida y por tanto de bienestar.

Hanley *et al.* (1997) resumen gráficamente (Figura 5.1) las cuatro funciones del medio ambiente (desde E_1 a E_4) en relación con las actividades humanas (producción y consumo). En este esquema se consideran también los flujos de reutilización (R_1) y reciclado (R_2).

299. Una extensa revisión de los modelos conceptuales de la relación hombre-medio ambiente se encuentra en Hodge (1997).

Figura 5.1. Interacción entre actividad económica y medio natural



FUENTE: Hanley *et al.* (1997)

Las funciones de los recursos naturales están interrelacionadas en complejos equilibrios que conforman los ecosistemas naturales y también artificiales. Por ejemplo, el recurso "agua" pasa por ser un input productivo (en una fábrica, en la industria del turismo), pero también atesora valores importantes de tipo recreativo, biológico (soporte de vida), estético, e incluso, como depósito o destino de contaminantes, etc.

De cara a simplificar este modelo de funciones en el ámbito local, para la integración de las distintas dimensiones que lo componen, resulta de gran utilidad el concepto de ecosistema urbano[300] descrito en el capítulo primero. Desde esta óptica se puede modelizar la ciudad con los instrumentos de la ecología (también la humana), analizando la unidad territorial en la que se identifican una serie de flujos de energía y de materias (insumos, residuos). La intensidad y dirección de estos flujos, en términos de relaciones causa-efecto, caracteriza el efecto ecológico de la ciudad sobre el entorno local y global.

El modelo de partida es el descrito en Castro (2000), identificando el sistema urbano como el ámbito de desarrollo de una serie de procesos de intercambio abiertos e interrelacionados, los cuales pueden ser representados en términos de variables flujo y stock (Figura 5.2). El ecosistema urbano obtiene de los ecosistemas naturales los recursos, materias primas y energía necesarias para el desarrollo de sus actividades. De forma indirecta, puede obtener estos insumos a través de otros entornos industriales o urbanos, los cuales recogen y transforman inicialmente los mismos en recursos productivos, electricidad o combustible.

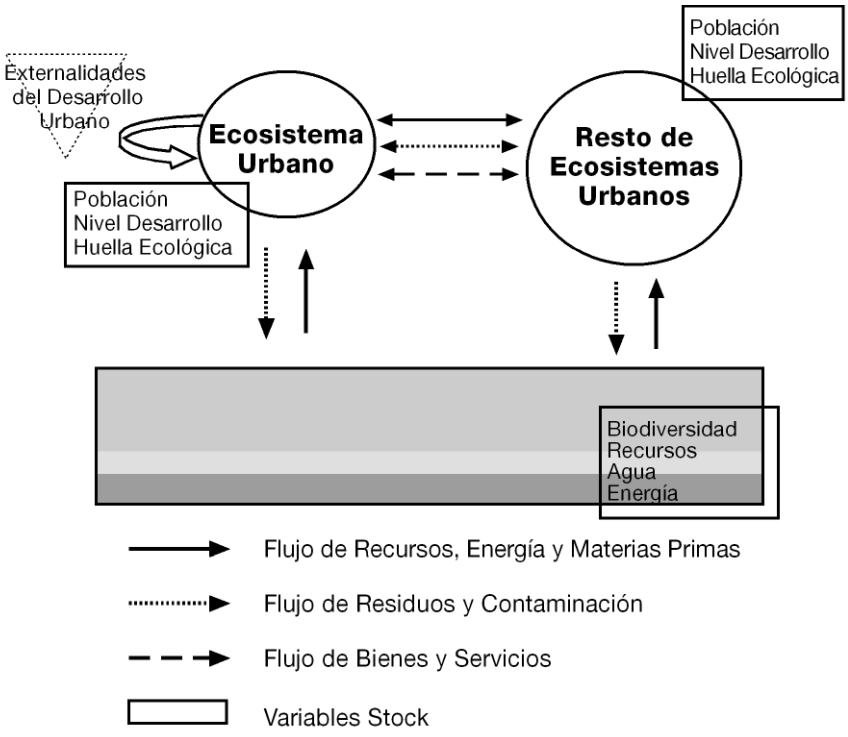
En dicho modelo se representan las direcciones de las relaciones lineales causa-efecto, cuyas intensidades vendrán dadas por el valor de los indicadores específicos seleccionados para cada caso. Se ejerce una presión (agotamiento de recursos y contaminación) sobre el medio natural no

300. Por *ecosistema urbano* se entiende el resultado de la confluencia de los distintos sistemas que delimitan el hecho urbano y no solamente los referidos estrictamente a los recursos naturales y medio ambiente.

necesariamente cercano, que se manifiesta a su vez en el flujo de residuos y contaminación que genera la ciudad. Las externalidades del desarrollo urbano son las manifestaciones internas de los desequilibrios ecológicos (ruido, atascos, pobreza, etc.). Se puede afirmar que la población y sus cualidades (residencia, trabajo, salud, rentas, educación) son las variable motoras en último extremo de estos procesos dinámicos.

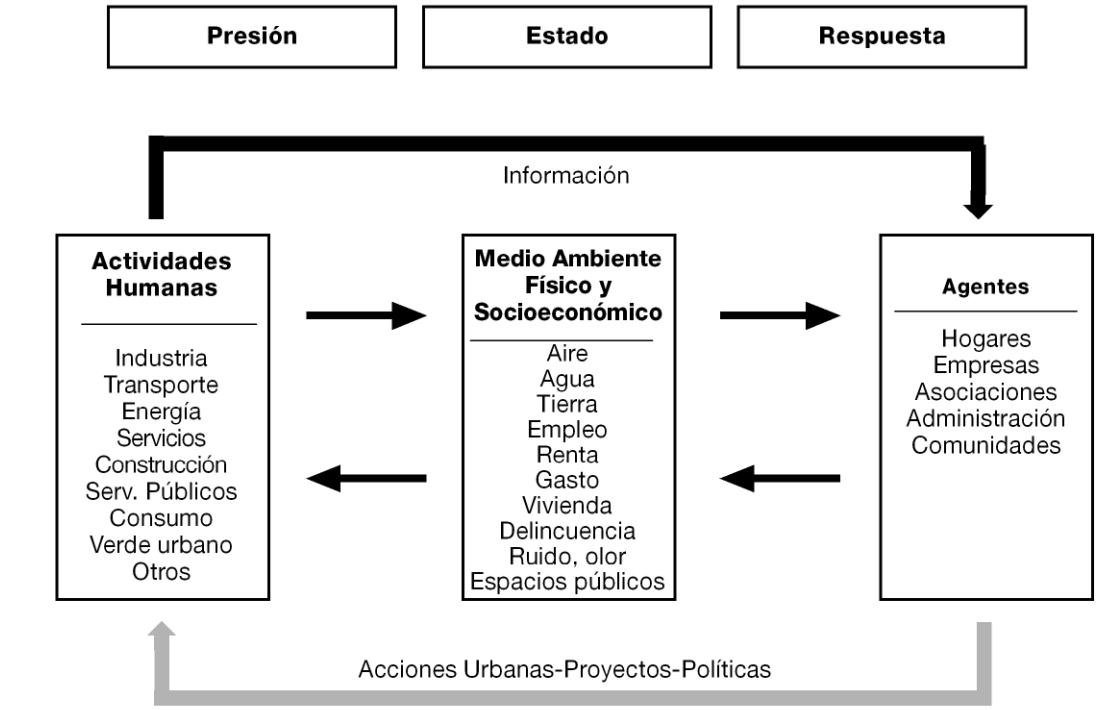
Sobre la base de este modelo simplificador se identifican las grandes interrelaciones entre ecosistemas, partiendo de la validez de la hipótesis lineal de las relaciones causa-efecto. Para ello resulta muy útil la aplicación del esquema Presión-Estado-Respuesta de la OCDE, dado que dicho enfoque facilita la identificación de las relaciones lineales de causa-efecto más importantes existentes entre las variables que describen el sistema urbano (Figura 5.3).

Figura 5.2. Relaciones básicas entre ecosistemas naturales y urbanos



FUENTE: Castro (2000)

Figura 5.3. La clasificación PER en el ámbito de la sostenibilidad urbana



FUENTE: Mega y Pedersen (1998)

A partir de la Figura 5.3 se concretan los ámbitos específicos sobre los cuales elaborar indicadores, pero paralelamente resulta necesaria la definición operativa del concepto de desarrollo sostenible urbano[301]. Ésta se realiza a través de las siguientes consideraciones:

a) Concepto integral. El primer paso para abordar el objetivo abstracto de medida es su división en varios componentes, de forma similar al análisis clásico de la sostenibilidad (Munasinghe,1993; Munasinghe y Shearer, 1996) que la asienta sobre tres pilares: ambiental, social y económico. En este caso, también se concede especial énfasis a los aspectos territoriales de la dimensión urbana (p.e.: diseño y paisaje urbano), hecho que lleva a la definición específica de un nuevo ámbito de la sostenibilidad. Por tanto, se puede definir el objetivo de medida, el desarrollo sostenible, como un concepto integral conformado a partir de cuatro ámbitos: ambiental, urbanístico, demográfico y económico.

b) Medidas tradicionales del bienestar. El desarrollo urbano se identifica plenamente con los conceptos tradicionales de crecimiento económico y bienestar social aplicados a las facetas urbanística, social y económica reseñadas, pero considerando también aquellas otras cuestiones referidas a la calidad y distribución del mismo, así como las repercusiones ambientales[302].

c) Medida del capital urbano total. Esta definición operativa se posiciona en línea con el enfoque de la sostenibilidad débil, dado que se persigue el mantenimiento de lo que se podría denominar "stock de capital urbano total" a partir de la aproximación a sus componentes: capital ambiental, urbanístico,

301. Para esta tarea se han de considerar las definiciones de sostenibilidad recogidas en las revisiones teóricas de los capítulos anteriores, en particular, las referidas a la dimensión urbana.
302. Consideraciones que ya se han comentado ampliamente en diversos epígrafes.

humano y económico. En concreto, el desarrollo ambiental por ejemplo, se puede definir como el aumento del stock de capital natural recogido en el modelo de ecosistema urbano. Para la integración en una única medida del desarrollo se permite la compensación entre estos ámbitos, tal y como se reconoce en el principio de la sustituibilidad plena propio de este enfoque.

d) Desarrollo sostenible o desarrollo cualificado. El adjetivo "sostenible" puede llegar a considerarse en sentido estricto como un pleonasmo en esta definición. El desarrollo *per se* habría de internalizar las connotaciones de la sostenibilidad entendida como "persistencia en el tiempo", al considerarse también la preocupación por las generaciones futuras; y "mantenimiento en el medio", dado que uno de los ámbitos del concepto de desarrollo es precisamente el ambiental[303].

e) Sostenibilidad relativa. En esta aplicación, el término sostenible alude al concepto de sostenibilidad relativa en línea con la práctica habitual de organismos internacionales revisada anteriormente. Se trata de medir la situación actual en relación con las anteriores o bien en comparación con otros ámbitos urbanos similares. En un análisis transversal como el que sigue, esta definición operativa de "proximidad a la mejor situación" parece la más interesante de cara a establecer un punto de referencia inicial que sirva también para hacer series temporales y comparar la evolución a lo largo del tiempo.

f) Desarrollo sostenible en términos de eficiencia. Por último, se ha de señalar que este ejercicio de medición de la sostenibilidad local se plantea desde la lógica de la eficiencia interna del sistema urbano. No se trata de identificar, por ejemplo, a los municipios con un mayor consumo de recursos naturales, pues lógicamente las grandes ciudades son las que ostentan una mayor huella ecológica, (concentrando la mayoría de la población, así como una mayor actividad económica), sino identificar a grandes rasgos los ámbitos locales con un metabolismo urbano más eficiente (menores consumos y generaciones de residuos) en términos relativos (respecto a su tamaño o su población).

g) Desarrollo sostenible y creación de capacidad. Se pretenden seleccionar indicadores que reflejen la capacidad de las sociedades locales para realizar pautas de desarrollo más sostenible. En este sentido, se eligen indicadores de infraestructuras y equipamientos ambientales que, desde un enfoque próximo al promovido por Naciones Unidas, nos ilustren acerca de la capacidad que tiene un municipio para afrontar políticas más sostenibles.

Tras esta definición de desarrollo considerada a efectos del análisis empírico, se profundiza en el marco teórico, refiriéndonos a los cuatro subsistemas donde se aplica el concepto de desarrollo específicamente al ecosistema urbano, de forma similar al análisis realizado en CMA (2001a). La intersección de los mismos aproxima bastante fielmente la realidad urbana en los términos considerados. Estos son:

a) Subsistema Ambiental. Recoge aquellas variables relativas a la dimensión física y ambiental del espacio urbano, así como a su relación en términos ecológicos con otros ecosistemas.

b) Subsistema Urbanístico. Considera características tales como la movilidad, la vivienda, la distribución de los usos del suelo, etc. encuadradas en lo que se puede llamar diseño y estructura urbana. Asimismo, se recogen cuestiones de índole territorial, básicamente el peso relativo de la ciudad en el sistema de ciudades.

c) Subsistema Demográfico. En esta dimensión se engloban aspectos relacionados con la población y su caracterización, junto a otros de índole social.

d) Subsistema Económico. Donde se integran para la esfera local los elementos clásicos del análisis socioeconómico, tales como la actividad económica, el consumo, el mercado de trabajo, los niveles de equipamiento, etc.

Resulta evidente que para cada subsistema se pueden obtener tantos indicadores como formas distintas de observación de la realidad objeto de estudio. Dada la perspectiva de este trabajo, sólo se consideran aquellos indicadores que se encuentren en la intersección de los distintos subsistemas y que "indiquen" información útil para el concepto integral de desarrollo sostenible. No se trata de describir perfectamente cada subsistema (y por ejemplo tener una imagen nítida de la economía de la ciudad), sino sólo aquellos ámbitos donde el modelo descrito de ecosistema urbano prevea la existencia de una relación causal con la variable objeto de análisis (desarrollo sostenible). Establecidos los indicadores específicos de cada ámbito, se pasa al análisis agregado de los mismos donde se ha de obtener una imagen aproximada de la dinámica urbana en términos del desarrollo sostenible.

303. Esta es la razón por la que "desarrollo sostenible" o simplemente "desarrollo" se usan indistintamente, dado que la medida a obtener ya viene cualificada por las consideraciones de la sostenibilidad en términos relativos.

5.1.2. Definición de indicadores teóricos

Esbozado el modelo básico del ecosistema urbano, donde se han delimitado las variables y sus relaciones, junto a los ámbitos donde analizarlas, así como la definición operativa de desarrollo sostenible urbano, el siguiente paso consiste en la propuesta de un sistema de indicadores.

Profundizando en los indicadores definidos en CMA (2001a), cada subsistema se estructura mediante una serie de *áreas estratégicas*, para la identificación y caracterización de los elementos básicos integrantes de cada subsistema[304]. Las áreas se dividen a su vez en una serie de *ámbitos específicos* para los que se definen los indicadores que representan los procesos en esa porción del desarrollo urbano (Cuadros 5.1 y 5.2.).

Cuadro 5.1. Áreas estratégicas y ámbitos específicos de los subsistemas ambiental y urbanístico

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos
Subsistema Ambiental	
Ciclo del Agua	Disponibilidad Abastecimiento y consumo Calidad y tratamiento
Ciclo de la Energía	Consumo Ahorro energético y energías alternativas
Ciclo de los materiales	Balance materiales Generación de residuos Recogida y tratamiento
Ruido	Ruido
Atmósfera	Contaminación
Entorno Natural y Biodiversidad	Calidad Desforestación y desertización Biodiversidad
Subsistema Urbanístico	
Suelo Urbano	Superficie Distribución de usos urbanos Áreas de expansión urbana
Transporte y Movilidad	Infraestructuras de transporte Usos modales Tráfico Sistema de ciudades
Vivienda	Tamaño Equipamiento Parque viviendas Viviendas ecológicas
Sistema Verde	Cantidad Accesibilidad Calidad
Paisaje Urbano	Urbanismo y calidad de vida

304. Para la definición de estas áreas se consideran entre otras cuestiones los componentes que tradicionalmente se eligen para análisis cuantitativos del desarrollo y el bienestar (Pena, 1977; OCDE, 1982; INE, 1981; 1991; Fundación La Caixa, 2002)

La elección de los indicadores teóricos o *ex ante* al análisis de las fuentes estadísticas, se basa en dos tipos de consideraciones: unas estrictamente metodológicas, razonadas en base a la medición del desarrollo sostenible mediante indicadores; y otras referidas a las peculiaridades de los ámbitos donde se aplican, en este caso las ciudades andaluzas. La revisión de otras propuestas realizadas para el mismo ámbito u otros similares a nivel internacional es una referente importante[305]. Este hecho redunda en el diseño de una estructura básica o genérica, aplicable a la mayoría de entornos urbanos, que se personalice con aportaciones locales que "indiquen" las peculiaridades de cada ecosistema urbano. En este caso, para las ciudades andaluzas de más de 30.000 habitantes[306]. La propuesta del Sistema de Indicadores de Desarrollo Sostenible se presenta en los Cuadros del 5.3 al 5.6.

Cuadro 5.2. Áreas estratégicas y ámbitos específicos de los subsistemas demográfico y económico

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos
Subsistema Demográfico	
Población	Población total
	Densidad
	Crecimiento vegetativo
	Población flotante
	Emigración
Educación y Formación	Educación y formación
	Educación ambiental
Salud Pública y Seguridad Ciudadana	Salud
	Seguridad
Participación Social	Solidaridad
	Participación
	Asociacionismo
Subsitema Económico	
Equipamiento	Educativo
	Sanitario
	Telecomunicaciones
	Mercado
	Ocio y cultura
	Deportivo
Renta y Consumo	Bienestar y renta
	Consumo
	Vivienda
Actividad Económica y Empleo	Empleo
	Producción
	Distribución sectorial
Tecnología y Gestión del Medio Ambiente	Administración
	Empresas
	I+D

305. Véase el epígrafe 3.4 referido a experiencias internacionales en materia de indicadores de desarrollo sostenible urbano.

306. Este hecho resulta evidente al realizar comparaciones internacionales. El sistema de indicadores ha de ser diferente para evaluar el nivel de desarrollo de una ciudad asiática, africana, sudamericana, centroeuropea o mediterránea, dado que son ámbitos culturales y urbanos heterogéneos con problemáticas muy distintas.

Cuadro 5.3. Indicadores propuestos para el subsistema ambiental

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Ambiental		
Ciclo del Agua	Disponibilidad	Nº días en que los embalses están por debajo del 30% de capacidad.
	Abastecimiento y consumo	Volumen de agua introducida en la red. Pérdidas en la canalización y distribución de agua. Consumo de agua (por usos y por habitante). % consumo de aguas subterráneas respecto al total. Red de abastecimiento. Variación en el consumo de agua en los últimos 5 años. Precio medio del m^3 de agua (cons. Domiciliario e industrial).
	Calidad y tratamiento	Nº días en que no se cumplen los estándares comunitarios de calidad del agua. % aguas residuales tratadas (por tipo de tratamiento). % población cubierta (por tipo de tratamiento). % agua reciclada o re-utilizada. Red de saneamiento.
Ciclo de la Energía	Consumo	Consumo de electricidad por habitante Consumo de gas y otros combustibles fósiles porhabitante
	Ahorro energético y energías alternativas	% edificios públicos con energía solar. Producción de energías alternativas.
Ciclo de los materiales	Balance materiales	Volumen mercancías transportadas con origen/destino a la ciudad (por habitante).
	Generación de residuos	Volumen Residuos Sólidos Urbanos (RSU)generados/hab. Cantidad y calidad de residuos peligrosos (por habitante).
	Recogida y tratamiento	Recogida selectiva. Contenedores y volumen recogido/hab. Sellado vertederos incontrolados. Tratamiento RSU. Volumen por tipo de tratamiento. % residuos recuperados que son reciclados o reutilizados.
Ruidos	Ruido	Niveles ruido diurno y nocturno. % población expuesta a ruido superior a 65dB. y 75 dB. Nº denuncias o sanciones debidas al ruido.
Atmósfera	Contaminación	Nº días que no se superan los estándares de calidad de aire comunitarios. Volumen Inmisiones totales (por emisiones y substancias).
Entorno Natural y Biodiversidad	Calidad	Nº especies vegetales de edad superior a 100 años. Superficie de parques periurbanos. % superficie municipal en espacios naturales protegidos. % suelo con cubierta vegetal autóctona.
	Desforestación y desertización	% suelo con erosión elevada o muy elevada.
	Biodiversidad	Nº especies de aves acuáticas/rapaces.

Cuadro 5.4. Indicadores propuestos para el subsistema urbanístico

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Urbanístico		
Suelo Urbano	Superficie	Superficie total urbana (ciudad compacta y conurbación).
	Distribución de usos urbanos	% suelo con uso mayoritario residencial. % suelo para infraestructuras de transportes. % suelo para espacios verdes y abiertos.
	Áreas de expansión urbana	% suelo calificado como de urbanizable programado.
Trasnporte y Movilidad	Infraestructuras de transporte	Longitud viario y % de autovías y vías de doble calzada/ total del área urbana. Nº plazas de aparcamientos públicos (por habitante y Km^2). Longitud de carril-bici. (y % sobre la longitud de los carriles bus).
	Usos modales	Nº vehículos por tipos (por habitante). Nº desplazamientos diarios (por habitante, distancia y modos de transporte). % desplazamientos al centro urbano del total de vehículos diarios.
	Tráfico	Intensidad media de tráfico en las principales rutas de acceso a la ciudad. Nº accidentes urbanos de tráfico.
	Sistema de ciudades	Distancia a la capital provincial.
Vivienda	Tamaño	M^2 vivienda por persona.
	Equipamiento	% viviendas con plaza de aparcamiento.
	Parque viviendas	Nº nuevas viviendas (por tipología en la promoción). Nº viviendas (por habitante).
	Viviendas ecológicas	Nº viviendas con características bioclimáticas (o certificación AENOR).
Sistema Verde	Cantidad	M^2 zonas verde (por habitante). % zonas verdes/área urbanizada. Superficie de parques periurbanos.
	Accesibilidad	% residentes en una isocorona de 15 minutos.
	Calidad	% zonas verdes con especies autóctonas.
Paisaje Urbano	Urbanismo y calidad de vida	% edificios protegidos del centro histórico. Valor catastral medio. Nº itinerarios turístico/histórico. % calles peatonales/viario urbano en centro histórico. Ordenanzas municipales con incidencia en la calidad del paisaje urbano.

Cuadro 5.5. Indicadores propuestos para el subsistema demográfico

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Demográfico		
Población	Población total	Nº habitantes por sexos y edades (en la ciudad y en la conurbación o área metropolitana). Crecimiento poblacional último decenio.
	Densidad	Densidad de población.
	Crecimiento vegetativo	Crecimiento vegetativo.
	Población flotante	% incremento población en temporada turística.
	Emigración	Saldo migratorio.
Educación y Formación	Educación y formación	Niveles educativos de la población. Nº alumnos por niveles educativos. Nº lectores en las bibliotecas (por habitante).
	Educación ambiental	Cursos formación y educación ambiental (nº de alumnos).
Salud Pública y Seguridad Ciudadana	Salud	Nº fallecimientos por causas de defunción y edades. Nº pacientes alérgicos.
	Seguridad	Tasa criminalidad.
Participación Social	Solidaridad	Nº voluntarios ambientales. Nº voluntarios sociales.
	Participación	% participación en las últimas elecciones locales y nacionales.
	Asociacionismo	Nº asociaciones registradas.

Cuadro 5.6. Indicadores propuestos para el subsistema económico

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Económico		
Equipamiento	Educativo	Nº centros de enseñanza básica (por nº de alumnos). Nº centros de enseñanza secundaria (por nº de alumnos). Nº centros de enseñanza para adultos (por nº de alumnos)
	Sanitario	Nº camas de Hospitales (por habitante). Nº centros de atención especializada (por habitante). Nº centros de atención primaria (por habitante). Nº farmacias (por habitante).
	Telecomunicaciones	Nº líneas telefónicas (por habitante). Nº líneas RDSI (por habitante).
	Mercado	Nº grandes superficies (m2). Nº oficinas de entidades bancarias (por habitante). Nº restaurantes (por habitante). Nº plazas hoteles (por habitante).
	Ocio y cultura	Nº butacas cine (por habitante). Nº museos, galerías de arte y casas-museo (por habitante) Nº bibliotecas públicas (por habitante).
	Deportivo	Nº espacios deportivos (por habitante).
Renta y Consumo	Bienestar y renta	Ingresos familiares. % población viviendo por debajo de la línea de pobreza. Nº personas dependientes de la seguridad social.
	Consumo	Nº automóviles vendidos al año (por habitante).
	Vivienda	Coste medio de la vivienda
Actividad Económica y Empleo	Empleo	Nº parados (por habitante). Nº empleados, diferenciando por sexo y edades (por habitante). Tasa actividad femenina.
	Producción	Producto interior bruto (por habitante)
	Distribución sectorial	Distribución sectorial de la producción. Inversión productiva.
Tecnología y Gestión Medio Ambiente	Administración	Gasto público con incidencia ambiental y sobre el del transporte (por sectores y por habitante).
	Empresas	Nº empresas especializadas en servicios ambientales.
	I+D	Nº centros I+D ambiental

5.2. Fuentes Estadísticas

Antes de describir las fuentes de información potenciales y aquellas finalmente consultadas para este trabajo, es necesario realizar un breve comentario acerca del concepto estadístico de ciudad.

En la actualidad, la esfera urbana andaluza sigue siendo la gran desconocida en términos de producción y análisis estadístico (IEA, 1999b), hecho generalizable a la mayoría de regiones de Europa. La información correspondiente al nivel urbano se caracteriza por un elevado grado de heterogeneidad, así como por la escasez de su producción y distribución.

La heterogeneidad se deriva de la inexistencia de consenso en la definición de la dimensión urbana, hecho que hace incomparables los datos de estudios con criterios de definición urbana tan distintos. Unos enfoques consideran estrictamente el núcleo urbano y otros también el extrarradio cercano, o el primer cinturón del área metropolitana por ejemplo. No obstante, la mayoría de organismos estadísticos definen de cierta manera las unidades urbanas de cara a la elaboración de estadísticas censales y catastrales, aunque con escasa repercusión más allá de la utilidad directa de estas definiciones. EUROSTAT, por ejemplo, delimita el NUTS5 como el quinto nivel territorial de recogida de datos territoriales estadísticos, correspondiendo a la escala urbana. El INE clasifica como municipio urbano aquel con alguna entidad de población con más de 10.000 habitantes[307]. En materia de análisis de la sostenibilidad urbana, son recurrentes las referencias a la cuestión central de la influencia de la definición del ámbito urbano (Archibugi, 2001; Cicerchia, 1996; Pumain *et al.*, 1992; Türksever y Atalik, 2001).

Un segundo adjetivo utilizado es la escasez en su producción y difusión. Múltiples instituciones, empresas públicas y privadas, elaboran series de datos desde la escala urbana y metropolitana, pero cuya trascendencia está limitada a su utilización interna. Como ya se ha tenido oportunidad de comentar, resultan *rara avis* las ciudades que elaboran estadísticas propias de cara a establecer un sistema de indicadores locales de sostenibilidad. No obstante, determinadas fuentes estadísticas oficiales sí permiten, tras un tratamiento previo de la información disponible en las fichas de recogida de datos, la elaboración de series estadísticas para el ámbito urbano. Este es el caso por ejemplo de la información censal *(nomenclator)* y el padrón de habitantes. No obstante, es necesaria una homogeneización previa del concepto urbano, inexistente en la actualidad.

Por todo lo anterior, resulta obligado trabajar con la unidad de análisis a escala municipal como mejor aproximación urbana, tal y como es la práctica habitual en la mayoría de estudios de este tipo. Este hecho puede introducir importantes sesgos a la hora de trabajar con datos relativos a superficie, máxime si el tamaño de la ciudad en relación al municipio es reducido.

5.2.1. Subsistemas ambiental y urbanístico

En el Informe Dobris (EEA, 1995) se cuantifica el problema de la información ambiental urbana a partir de iconos que reflejan la puntuación en cada aspecto (Cuadro 5.7). Se constatan las importantes limitaciones que supone este hecho para los posibles análisis a realizar en Europa.

En general, la información ambiental a nivel nacional es la primera línea de desarrollo de la Agencia Europea de Medio Ambiente. Como se menciona en EEA (2000), Irlanda y los miembros mediterráneos son los que más carencias tienen en materia de información medioambiental.

En España, a nivel nacional y regional se están realizando considerables esfuerzos para aumentar la base estadística en materia de medio ambiente[308]. No obstante, la información ambiental a nivel local sigue siendo muy limitada. Una clasificación similar a la del Cuadro 5.7 asigna para el caso español la calificación de "muy pobre" a los indicadores referidos a cambio climático, emisiones a la atmósfera y residuos, siendo la información sobre agua la única que alcanza el grado de "bueno" (EEA, 2000).

307. La clasificación se completa con los municipios *semiurbanos* (con algún núcleo de entre 2.000 y 9.999 habitantes) y rurales (con núcleos menores a 2.000 habitantes).

308. Como muestra, cabe destacar las monografías del Ministerio de Medio Ambiente acerca de indicadores medioambientales a nivel nacional (MMA, 1996a; 1996b, hasta 2001). En Andalucía se parte de la información regional actualizada del Sistema de Información Ambiental de Andalucía (SINAMBA), así como con los anexos estadísticos de los Informes de Medio Ambiente de la Consejería de Medio Ambiente en el caso de la Junta de Andalucía (destacar CMA, 1997b; 1998; 1999; 2000b; 2001c).

Cuadro 5.7. Calidad de la información estadística urbana en Europa

Indicadores	Calidad de Datos				
	Disponibilidad	Exactitud	Fiabilidad	Discrepancia	Comparabilidad
Diseño Urbano					
Población	***	***	***	***	***
Area	***	**	***	**	**
Uso del suelo	***	**	**	**	*
Movilidad	**	**	**	***	**
Infraestructura	**	***	***	**	*
Flujos Urbanos					
Consumo de Energía	*	**	**	*	*
Consumo de agua	***	**	*	*	*
Aguas residuales	***	***	***	*	*
Materiales	***	**	*	*	*
Residuos	***	**	*	**	*
Calidad Ambiental Urbana					
Calidad de Aire	***	**	**	**	***
Calidad de Agua	*	**	*	*	*
Areas Verdes	**	***	**	**	*
Calidad sonora	*	**	**	**	**
Calidad de vivienda	***	**	**	**	**
Seguridad Vial	***	***	**	**	**

FUENTE: EEA (1995)

*** Bueno, ** Pobre, * Muy pobre

Para la elaboración de indicadores que se aproximen a los propuestos en los Cuadros 5.3 al 5.6 se puede atender a diversas fuentes de información a nivel municipal. En el Cuadro 5.8 se resume el análisis realizado a la hora de localizar potenciales fuentes de información estadística en materia ambiental.

Cuadro 5.8. Disponibilidad de información municipal para los indicadores del subsistema ambiental

Indicadores	Organismo*	Disponibilidad**
Ciclo del Agua		
Nº días en que los embalses no superan el 30% de capacidad.	Por unidades de cuenca. Confederación Hidrográfica	Indirecta
Volumen de agua introducida en la red.	Ayuntamiento	Indirecta
Pérdidas en la canalización y distribución de agua.	Ayuntamiento	Indirecta
Consumo de agua (por usos y por habitante).	Ayuntamiento	Indirecta
% consumo de aguas subterráneas respecto al total.	No hay datos	Nula
Red de abastecimiento.	Ayuntamiento	Indirecta
Variación en el consumo de agua en 5 años.	Ayuntamiento	Indirecta
Precio medio del metro cúbico de agua.	Ayuntamiento	Indirecta
Nº días en que no se cumplen estándares. comunitarios de calidad del agua.	Ayuntamiento	Indirecta
% aguas residuales tratadas (por tipo de tratamiento).	Ayuntamiento	Indirecta
% población cubierta (por tipo de tratamiento).	Ayuntamiento	Indirecta
% agua reciclada o re-utilizada.	Ayuntamiento	Indirecta
Red de saneamiento.	Ayuntamiento	Indirecta
Ciclo de la Energía		
Consumo de electricidad por habitante.	ENDESA	Directa
Consumo de gas y otros combustibles fósiles por habitante.	Empresas del sector	Nula
% edificios públicos con energía solar.	Decenal. Censo INE	Directa
Producción de energías alternativas.	CMA	Nula
Ciclo de los Materiales		
Volumen mercancías transportadas con origen/destino a la ciudad (por habitante).	Ayuntamiento/Centros Intermodales de Transporte	Nula
Volumen RSU generados por habitante.	Ayuntamiento	Indirecta
Cantidad y calidad de residuos peligrosos (por habitante).	CMA	Indirecta
Recogida selectiva. Contenedores y volumen recogido por habitante.	Ayuntamiento	Indirecta
Sellado vertederos incontrolados.	Ayuntamiento/CMA	Indirecta
Tratamiento RSU. Volumen por tipo de tratamiento.	Ayuntamiento/CMA	Indirecta
% residuos recuperados que son reciclados o reutilizados.	CMA	Indirecta
Ruido		
Niveles ruido diurno y nocturno.	Si existe estación. CMA	Directa
% población expuesta a niveles de ruido superior a 65dB. y 75 dB.	Ayuntamiento/CMA	Nula
Nº denuncias o sanciones debidas al ruido.	Ayuntamiento	Indirecta

CONTINÚA →

Cuadro 5.8. Disponibilidad de información municipal para los indicadores del subsistema ambiental

CONTINUACIÓN

Indicadores	Organismo*	Disponibilidad**
Atmósfera		
Nº días que no se superan los estándares de calidad de aire comunitarios.	Si existe estación. CMA	Directa
Volumen Inmisiones totales (por tipo de emisión y substancia).	Si existe estación. CMA	Directa
Entorno Natural y Biodiversidad		
Especies vegetales de edad superior a 100 años.	Ayuntamiento	Nula
Parques periurbanos.	Ayuntamiento/CMA	InDirecta
Espacios naturales protegidos.	CMA	InDirecta
Suelo con cubierta vegetal autóctona.	CMA	Nula
Suelo con erosión elevada o muy elevada.	CMA	Directa
Especies de aves acuáticas/rapaces.	Ayuntamiento	Nula

NOTA: CMA: Consejería de Medio Ambiente. INE: Instituto Nacional de Estadística

* En la columna Organismo se especifica la institución o agencia que dispone (o podría disponer) de información suficiente para la elaboración del indicador. Bajo el término "Ayuntamiento" se consideran también englobadas todas las empresas públicas y consorcios bajo tutela municipal o mancomunidad de municipios.

** La disponibilidad de la información se valora como: Directa, si existe una publicación editada periódicamente con datos homogéneos para los municipios andaluces mayores a 30.000 habitantes; Indirecta, si existe información estadística suficiente como para elaborar el indicador pero es necesario dirigirse a cada organismo para recopilar dicha información; y Nula, si no existe información útil para todos los municipios considerados, lo que obliga a realizar un proceso previo de creación de la información, mediante estudios científicos, encuestas o análisis de mercado.

De la problemática asociada a la elaboración de los indicadores ambientales se pueden destacar los siguientes aspectos:

a) Agregación de la información. En ocasiones, determinado dato está asociado a un conjunto de municipios, normalmente mancomunidades o unidades territoriales como unidades de Cuenca Hidrográfica o Parques Naturales. Así, para elaborar indicadores sobre capacidad de abastecimiento, el tratamiento de aguas residuales, espacios protegidos, las redes de saneamiento, los vertederos o la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) por centros de transferencia y tratamiento de los mismos, es necesario realizar algún tratamiento de la información disponible que permita la estimación de la cuota derivada para cada municipio. Algo parecido ocurre con aquellos indicadores relativizados a la población de los barrios o cierta zonificación dentro de la ciudad (p.e.: población expuesta a niveles de ruido).

b) Periodicidad de la información. Indicadores como el porcentaje de edificios públicos con energía solar o la población expuesta a determinados niveles de ruido parten de información recogida en el censo de edificios y viviendas realizado cada diez años. Otros indicadores, como los niveles de ruido, son elaborados a partir de mediciones que no se hacen necesariamente anualmente. Se ha de realizar un esfuerzo en homogeneizar la escala temporal, así como utilizar información periódica.

c) Generalización de la información. Ciertos indicadores están limitados a la existencia de estaciones de medición localizadas en un número suficientemente representativo de zonas de la ciudad. Ejemplos de estos son los niveles ruido, el número de días que no se superan los estándares de calidad de aire o de agua establecidos o las inmisiones a la atmósfera por tipos. En Andalucía, sólo determinadas ciudades (las más pobladas o relacionadas con la industria) disponen de estaciones de medición de contaminación atmosférica y ruido[309].

d) Inexistencia de información. El problema más grave en este caso, deriva del hecho de que algunos indicadores necesiten información de base que en la actualidad no es elaborada por ningún organismo a nivel local. Ejemplos son: el consumo de aguas subterráneas[310], el volumen de mercancías transportadas con origen/destino a la ciudad, el consumo de gas y otros combustibles fósiles, la producción de energías alternativas[311], el número de especies vegetales de edad superior a 100 años, el número de especies de aves acuáticas/rapaces, o suelo con cubierta vegetal autóctona[312]. En la mayoría de estos casos es necesario realizar estudios científicos sobre una muestra de municipios representativa.

No obstante, de cara a elaborar indicadores de ámbito ambiental, se explotan los resultados de la Encuesta a Municipios Andaluces realizada por la Consejería de Medio Ambiente para el año 1999 (CMA, 2001d). Dicha encuesta ha sido dirigida a los ayuntamientos andaluces de más de 30.000 habitantes y sirve para sentar las bases de la elaboración de información sobre medio ambiente urbano en Andalucía[313]. Las cuestiones recogidas en dicha encuesta son:

a) Los ciclos de recursos naturales y residuos en las ciudades. Con referencia al ciclo del agua, la energía y los RSU.

b) La calidad del medio ambiente urbano. En particular considera temas como la edificación y la vivienda, el paisaje urbano, las zonas verdes y demás espacios libres, los hábitats, vegetación y fauna urbanas, el medio atmosférico, el ruido, el transporte urbano, los riesgos naturales y tecnológicos, la educación ambiental, la comunicación y la participación ciudadana.

c) Anexos medioambientales, referidos a la organización administrativa municipal del medio ambiente; directorio de organismos y empresas municipales, así como de asociaciones y grupos ciudadanos relacionados con el medio ambiente; ordenanzas municipales de medio ambiente y bibliografía sobre medio ambiente en la ciudad.

La información disponible para variables de índole urbanística es, si cabe, aun más escasa que en el caso de los indicadores medioambientales. Básicamente, la fuente más útil se deriva de la información contenida en las diferentes Memorias elaboradas para la redacción de los Planes Generales de Ordenación Urbana (PGOU). Sin embargo, este tipo de documentos se realiza con una periodicidad de ocho a diez años y no en todos los municipios. Otra posible fuente es la Encuesta de Infraestructuras y Equipamientos Locales elaborada por el Ministerio de Administraciones Públicas que ofrece indicadores sobre infraestructuras viarias, equipamientos urbanos y medio ambiente. No obstante, esta fuente está disponible únicamente para los municipios de menos de 50.000 habitantes para el año 1995.

También se puede recurrir a información territorial y urbanística elaborada con ocasión de los planes subregionales de ordenación del territorio. Se trata de los Planes de Ordenación de las diez aglomeraciones urbanas mayores de Andalucía (Consejería de Obras Públicas y Transportes). Sin embargo, sólo se ha concluido el Plan para el caso del área metropolitana de Granada, por lo que no se trata de una fuente estadística homogénea ni periódica. Ligados a este proceso se encuentran también los Planes Intermodales de Transportes para los cuales se han realizado estudios de movilidad en las grandes aglomeraciones urbanas.

En el Cuadro 5.9 se sintetiza el análisis de las fuentes de información estadística en materia territorial y urbanística.

Las principales trabas para la construcción de los indicadores urbanísticos son de nuevo las comentadas en el apartado ambiental, derivadas del grado de agregación, periodicidad, generalización o inexistencia de la información. En este caso, afloran además las limitaciones de la definición de la unidad de análisis a escala municipal. Un claro ejemplo se produce al tratar de elaborar indicadores referidos al tamaño de la ciudad compacta y la ciudad metropolitana, o aquellos indicadores de movilidad obligada que se estimen oportunos. Si existen instrumentos de planificación subregional esta información puede deducirse de los mismos, pero de nuevo hay que señalar que esta posibilidad sólo se contempla en diez aglomeraciones urbanas y no de forma periódica.

309. Estas estaciones componen la denominada Red de Vigilancia y Control de la Calidad del Aire establecida en coordinación con los Ayuntamientos por la Consejería de Medio Ambiente.

310. Se ha elaborado un catálogo de acuíferos sobreexplotados elaborado por parte del Instituto Tecnológico Geominero de España para 1998.

311. No obstante, las memorias de organismos como ENAGAS o SODEAN (Sociedad para el Desarrollo Energético de Andalucía) ofrecen cierta información a nivel regional.

312. A partir de proyectos de investigación entre la Consejería de Medio Ambiente y distintos grupos de investigación de Universidades andaluzas se están realizando catálogos específicos de especies vegetales y animales, normalmente en espacios de especial protección ambiental.

313. No obstante, en esta Encuesta se constatan importantes lagunas de información, reflejo de la situación real en materia de datos medioambientales, siendo muy escasos los indicadores con información completa para todos los casos de la muestra. La Encuesta de Infraestructura y equipamientos locales (INE) es otra fuente estadística de ámbito nacional, pero dirigida a municipios menores a 50.000 habitantes.

Cuadro 5.9. Disponibilidad de información municipal relevante para los indicadores del subsistema urbanístico

Indicadores	Organismo*	Disponibilidad**
Suelo Urbano		
Superficie total urbana (ciudad compacta y conurbación).	Ayuntamiento/COPT	No hay datos
% suelo con uso mayoritario residencial.	Ayuntamiento	Indirecta
% suelo para infraestructuras de transportes.	Ayuntamiento/COPT	No hay datos
% suelo para espacios verdes y abiertos.	Ayuntamiento	Indirecta
% suelo calificado como de urbanizable programado.	Ayuntamiento	Indirecta
Transporte y Movilidad		
Longitud viario y % de autovías y vías de doble calzada / total del área urbana.	Ayuntamiento/COPT	No hay datos
Nº plazas aparcamientos públicos (por hab. y Km^2).	Ayuntamiento	Indirecta
Longitud de carril-bici. (y % sobre la longitud de los carriles bus).	Ayuntamiento	Indirecta
Nº vehículos por tipos (por habitante).	DGT	Directa
Nº desplazamientos diarios (por habitante, distancia y modos de transporte).	Si existe PIT. COPT	No hay datos
% desplazamientos al centro urbano del total de vehículos diarios.	Si existe PIT. COPT	No hay datos
Intensidad media de tráfico en las principales rutas de acceso a la ciudad.	Si existe PIT. COPT	No hay datos
Nº accidentes urbanos de tráfico.	DGT	Indirecta
Distancia a la capital provincial.	IEA	Directa
Vivienda		
M^2 vivienda por persona.	Decenal. Censo INE	Directa
% viviendas con plaza de aparcamiento.	Decenal. Censo INE	Directa
Nº nuevas viviendas visadas (por tipología en la promoción).	Colegios de Arquitectos.	Directa
Nº viviendas (por habitante).	Decenal. Censo INE	Directa
Nº viviendas con características bioclimáticas (o certificación AENOR).	Decenal. Censo INE	Directa
Sistema Verde		
M^2 zonas verde (por habitante).	Ayuntamiento	Indirecta
% zonas verdes/área urbanizada.	Ayuntamiento	Indirecta
Superficie de parques periurbanos.	Ayuntamiento/CMA	Indirecta
% residentes en una isocorona de 15 minutos.	Ayuntamiento/CMA	Indirecta
% zonas verdes con especies autóctonas.	Ayuntamiento/CMA	No hay datos
Paisaje Urbano		
% edificios protegidos del centro histórico.	Ayuntamiento	Indirecta
Valor catastral medio.	Ayuntamiento/Catastro	Directa
Nº itinerarios turístico/histórico.	Ayuntamiento	Indirecta
% calles peatonales/viario urbano en centro histórico.	Ayuntamiento	Indirecta
Ordenanzas municipales con incidencia en la calidad del paisaje urbano.	Ayuntamiento	Indirecta

NOTA: CMA: Consejería de Medio Ambiente. COPT: Consejería de Obras Públicas y Transportes. PIT: Plan Intermodal de Transportes. IEA: Instituto Estadístico de Andalucía. INE: Instituto Nacional de Estadística. DGT: Dirección General de Tráfico.

* En la columna Organismo se especifica la institución o agencia que dispone (o podría disponer) de información suficiente para la elaboración del indicador. Bajo el término "Ayuntamiento" se consideran también englobadas todas las empresas públicas y consorcios bajo tutela municipal o mancomunidad de municipios

** La disponibilidad de la información se valora de como: Directa, si existe una publicación editada periódicamente con datos homogéneos para los municipios andaluces mayores a 30.000 habitantes; Indirecta, si existe información estadística suficiente como para elaborar el indicador pero es necesario dirigirse a cada organismo para recopilar dicha información; y Nula, si no existe información útil para todos los municipios considerados, lo que obliga a realizar un proceso previo de creación de la información, mediante estudios científicos, encuestas o análisis de mercado.

5.2.2. Subsistemas demográfico y económico

La información de los ámbitos demográfico y económico resulta comparativamente más abundante que la ambiental o urbanística, existiendo series históricas de referencia actualizadas periódicamente. No obstante, las variables más relevantes en el aspecto económico como son el PIB y la renta no se encuentran disponibles a niveles de análisis inferiores al regional y provincial respectivamente[314], aunque sí existen varias estimaciones a niveles comarcales. En el caso de Andalucía, básicamente el Instituto de Estadística de Andalucía (IEA) a través del SIMA[315] y el Instituto Nacional de Estadística (INE) recopilan y elaboran la información sociodemográfica que habitualmente se utiliza en la elaboración de indicadores de desarrollo a nivel provincial, comarcal y local.

En los Cuadros 5.10 y 5.11 se muestran las fuentes de información estadística de los subsistemas demográfico y económico.

Cuadro 5.10. Disponibilidad de información municipal relevante para los indicadores del subsistema demográfico

Indicadores	Organismo*	Disponibilidad**
Población		
Nº habitantes por sexos y edades (en la ciudad y en la conurbación o área metropolitana).	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
Crecimiento poblacional último decenio.	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
Densidad de población.	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
Crecimiento vegetativo.	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
% incremento población en temporada turística.	Observ.Turísticos/Empresas sector	Nula
Saldo migratorio.	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
Educación y Formación		
Niveles educativos de la población.	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
Nº alumnos por niveles educativos.	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
Nº lectores en las bibliotecas (por habitante).	Nivel municipal. Censo/Padrón INE	Directa
Cursos formación y educación ambiental (alumnos).	CMA/Ayuntamientos/CED	Indirecta
Salud Pública y Seguridad Ciudadana		
Nº fallecimientos por causas de defunción y edades.	CS	Directa
Nº pacientes alérgicos.	CS	Indirecta
Tasa criminalidad.	Ayuntamiento/MI	Indirecta

CONTINÚA →

314. Para el caso de Andalucía se han realizado estimaciones de la renta municipal para 1994 (IEA, 1999a). Servicios de estudios y centros de investigación adscritos a entidades como BANESTO, BBV o la Fundación La Caixa, han elaborado periódicamente indicadores sintéticos municipales y provinciales, referidos a conceptos tales como: actividad económica, riqueza, especialización productiva, capacidad de mercado, etc. Por su relevancia y similitud metodológica, destacan el indicador sintético del nivel de bienestar elaborado por la Fundación La Caixa (2001;2002) sobre la base de 12 componentes a nivel provincial.

315. Sistema de Información Multiterritorial de Andalucía (SIMA), que proporciona una gran cantidad de información socioeconómica, junto a algunos indicadores de índole territorial a varios niveles, incluido el municipal.

Cuadro 5.10. Disponibilidad de información municipal relevante para los indicadores del subsistema demográfico

CONTINUACIÓN

Indicadores	Organismo*	Disponibilidad**
Participación Social		
Nº voluntarios ambientales.	CMA/CAS	Indirecta
Nº voluntarios sociales.	CAS	Indirecta
% participación en las últimas elecciones locales y nacionales.	Junta electoral	Directa
Nº asociaciones registradas.	CGOV/CAS	Indirecta

NOTA: CMA: Consejería de Medio Ambiente. CAS: Consejería de Asuntos Sociales. CED: Consejería de Educación. CGOV: Consejería de Gobernación. INE: Instituto Nacional de Estadística. CS: Consejería de Salud. MI: Ministerio del Interior.

* En la columna Organismo se especifica la institución o agencia que dispone (o podría disponer) de información suficiente para la elaboración del indicador. Bajo el término "Ayuntamiento" se consideran también englobadas todas las empresas públicas y consorcios bajo tutela municipal o mancomunidad de municipios.

** La disponibilidad de la información se valora como: Directa, si existe una publicación editada periódicamente con datos homogéneos para los municipios andaluces mayores a 30.000 habitantes; Indirecta, si existe información estadística suficiente como para elaborar el indicador pero es necesario dirigirse a cada organismo para recopilar dicha información; y Nula, si no existe información útil para todos los municipios considerados, lo que obliga a realizar un proceso previo de creación de la información, mediante estudios científicos, encuestas o análisis de mercado.

Cuadro 5.11. Disponibilidad de información municipal relevante para los indicadores del subsistema económico

Indicadores	Organismo*	Disponibilidad**
Equipamiento		
Nº centros de enseñanza básica (por nº de alumnos).	IEA	Directa
Nº centros de enseñanza secundaria (por nº de alumnos).	IEA	Directa
Nº centros de enseñanza para adultos (por nº de alumnos).	IEA	Directa
Nº camas de Hospitales (por habitante).	IEA	Directa
Nº centros de atención primaria (por habitante).	IEA	Directa
Nº centros de atención especializada (por habitante).	IEA	Directa
Nº farmacias (por habitante).	IEA	Directa
Nº líneas telefónicas (por habitante).	IEA	Directa
Nº líneas RDSI (por habitante).	IEA	Directa
Nº grandes superficies (m^2).	INE/IEA	Directa
Nº oficinas de entidades bancarias (por habitante).	IEA	Directa
Nº restaurantes (por habitante).	IEA	Directa
Nº plazas hoteles (por habitante).	IEA	Directa
Nº butacas cine (por habitante).	IEA	Directa
Nº museos, galerías de arte y casas-museo (por habitante).	Ayuntamiento/CC	Indirecta
Nº bibliotecas públicas (por habitante)	IEA	Directa
Nº espacios deportivos (por habitante).	IEA	Directa
Renta y Consumo		
Ingresos familiares.		Indirecta
% población viviendo por debajo de la línea de pobreza.		Nula
Nº personas dependientes de la seguridad social.	IEA	Directa
Nº automóviles vendidos (por habitante).	Empresas del sector.	Indirecta
Coste medio de la vivienda	MFOM	Indirecta
Actividad Económica y Empleo		
Nº parados (por habitante).	Censo INE/IEA	Directa
Nº empleados, diferenciando por sexo y edades (por habitante).	Censo INE/IEA	Directa
Tasa actividad femenina.	Censo INE/IEA	Directa
Producto interior bruto (por habitante).	ME/IEA	Nula
Distribución sectorial de la producción.	ME/IEA	Nula
Inversión productiva.	IEA	Indirecta
Tecnología y Gestión del Medio Ambiente		
Gasto público con incidencia ambiental y sobre el transporte (por sectores y por habitante).	MH/CE	Nula
Nº empresas especializadas en servicios ambientales.	Catálogo CMA	Indirecta
Nº centros I+D ambiental.	Catálogo CMA/MICT	Indirecta

NOTA: IEA: Instituto de Estadística de Andalucía. INE: Instituto Nacional de Estadística. MFOM: Ministerio de Fomento. ME: Ministerio de Economía. MH: Ministerio de Hacienda. CE: Consejería de Economía. CC: Consejería de Cultura. CMA: Consejería de Medio Ambiente. MICT: Ministerio de Ciencia y Tecnología.

* En la columna Organismo se especifica la institución o agencia que dispone (o podría disponer) de información suficiente para la elaboración del indicador. Bajo el término "Ayuntamiento" se consideran también englobadas todas las empresas públicas y consorcios bajo tutela municipal o mancomunidad de municipios.

** La disponibilidad de la información se valora como: Directa, si existe una publicación editada periódicamente con datos homogéneos para los municipios andaluces mayores a 30.000 habitantes; Indirecta, si existe información estadística suficiente como para elaborar el indicador pero es necesario dirigirse a cada organismo para recopilar dicha información; y Nula, si no existe información útil para todos los municipios considerados, lo que obliga a realizar un proceso previo de creación de la información, mediante estudios científicos, encuestas o análisis de mercado.

En estos casos, la problemática en la elaboración de indicadores demográficos y económicos está limitada por:

a) la no disponibilidad de información desagregada a escala urbana (únicamente a nivel municipal),

b) la restricción que supone la periodicidad decenal de la información suministrada por el censo de población y viviendas,

c) y la necesidad de realizar estimaciones de variables provinciales o regionales (como son los datos referidos a renta y producción).

5.2.3. Limitaciones derivadas de las fuentes estadísticas disponibles

Ya se han comentado ampliamente las dificultades existentes para la recopilación de información a escala municipal. Con ello se constata que la disponibilidad de información sólo es uno de los problemas de índole empírica de los análisis de la sostenibilidad basados en el uso de indicadores (Hardi y DeSouza-Huletey, 2000):

a) Problemas derivados del uso de información subjetiva u ordinal, difícil de trabajar con técnicas como la correlación o la regresión lineal.

b) Heterogeneidad de las fuentes de información.

c) Disponibilidad de información.

d) Método de recogida y agregación de información

e) Problemas de escala y desagregación.

f) Uso de variables proxy ante la falta de datos (produciéndose errores de medida y distorsionando el resultado final).

g) Errores de especificación, por no incluir variables relevantes y por incluir variables superfluas.

Como conclusión a las limitaciones expuestas en el análisis de fuentes estadísticas existentes, este ejercicio de aplicación de técnicas multivariantes a la medición del desarrollo urbano se plantea la elaboración de un índice con las siguientes restricciones iniciales:

a) Se trata de un índice a escala municipal, dada la escasez de información eminentemente urbana. Este hecho condiciona la elaboración de indicadores en términos relativos a superficie y población.

b) La muestra de municipios seleccionada viene limitada por las disponibilidades de información en los mismos. Se ha constatado que sólo los municipios con población mayor a 30.000 habitantes disponen de la información de índole ambiental necesaria para la valoración de los niveles de desarrollo en este ámbito, la cual es provista por la Encuesta realizada (CMA, 2001d). Se limita con ello la elección del momento temporal, correspondiendo la mayoría de los indicadores al año 1999, o en su defecto el año más cercano con información estadística.

c) No se dispone de suficiente información de base para elaborar indicadores englobados en ciertos ámbitos específicos como el ciclo de materiales, la energía o el transporte, hecho que redunda en una capacidad explicativa del índice menor a la esperada.

5.3. Análisis de Datos

5.3.1. Sistema de indicadores seleccionados

Partiendo del sistema de indicadores propuesto tras la revisión de las principales fuentes estadísticas, se realiza una selección de la información disponible para el año 1999, tratando de recoger un número suficiente de indicadores para caracterizar la mayor cantidad de ámbitos específicos del modelo inicial.

Los casos de la muestra son escogidos entre los municipios andaluces de mayor tamaño demográfico, dado que se parte de una estrecha relación entre esta variable y los aspectos recogidos dentro del concepto de desarrollo urbano a modelizar. En definitiva, la muestra está compuesta por los 37 municipios mayores a 30.000 habitantes[316], límite poblacional que se ha elegido como umbral para empezar a definir las unidades urbanas en este análisis, tal y como se recoge en el Cuadro 5.12.

Siguiendo el criterio de CMA (2001d), se diferencian básicamente tres grupos en función al tamaño demográfico: ciudades grandes (mayores a 100.000 habitantes), ciudades medias (entre 50.001 y 100.000 habitantes) y ciudades pequeñas (entre 30.000 y 50.000 habitantes). En el primer bloque se engloban las capitales de provincia así como dos ciudades gaditanas: Jerez de la Frontera y Algeciras. Las ciudades medias están asociadas generalmente a áreas metropolitanas, destacando el caso de las concentraciones urbanas de Cádiz y Sevilla. El tercer grupo lo constituyen un heterogéneo conjunto de municipios, ligados unas veces a actividades turísticas, en el caso de municipios costeros como Fuengirola, Roquetas de Mar, Estepona, Mijas y Torremolinos; así como actividades industriales y agrarias en el interior, normalmente cabeceras de comarca, como Antequera, Andújar, Lucena y Ronda.

316. Según la referencia de la población de derecho en 1998.

Cuadro 5.12. Municipios seleccionados en el análisis

Provincia	Municipio	Población 1998	Superficie Km^2
Ciudades grandes (más de 100.000 habitantes)			
Sevilla	Sevilla	701.927	141
Málaga	Málaga	528.079	394
Córdoba	Córdoba	309.961	1.253
Granada	Granada	241.471	88
Cádiz	Jerez de la Frontera	181.602	1.389
Almería	Almería	168.025	296
Cádiz	Cádiz	143.129	14
Huelva	Huelva	139.991	151
Jaén	Jaén	107.184	424
Cádiz	Algeciras	101.972	85
Ciudades medias (entre 50.000 y 100.000 habitantes)			
Málaga	Marbella	98.377	116
Sevilla	Dos Hermanas	92.506	161
Cádiz	San Fernando	84.014	35
Cádiz	El Puerto de Santa María	73.728	159
Cádiz	Sanlúcar de Barrameda	61.382	172
Cádiz	La Línea de la Concepción	59.629	19
Jaén	Linares	58.410	197
Sevilla	Alcalá de Guadaira	56.244	285
Cádiz	Chiclana de la Frontera	55.494	205
Málaga	Vélez-Málaga	53.816	158
Almería	El Ejido	50.170	221
Granada	Motril	50.025	110
Ciudades pequeñas (entre 30.000 y 50.000 habitantes)			
Sevilla	Utrera	45.947	684
Málaga	Fuengirola	44.924	10
Almería	Roquetas de Mar	40.582	60
Málaga	Antequera	40.239	817
Málaga	Estepona	39.178	137
Jaén	Andújar	38.254	965
Málaga	Mijas	37.490	149
Málaga	Torremolinos	37.235	20
Sevilla	Écija	37.113	978
Córdoba	Lucena	35.564	351
Málaga	Ronda	33.806	481
Jaén	Puerto Real	33.415	198
Jaén	Úbeda	32.524	404
Sevilla	Palacios y Villafranca	32.114	109
Sevilla	Mairena del Aljarafe	31.793	18

En los Cuadros 5.13 a 5.16 se enumera la selección de los 83 indicadores finalmente elaborados para los municipios objeto de estudio[317]. Para cada indicador se recoge en el Anexo 1 una ficha técnica con información acerca de su definición, la etiqueta asignada a los mismos y las fuentes estadísticas utilizadas.

317. Dicha selección se ha basado en la idea de incluir el número más concreto posible de indicadores para reflejar el mayor número de dimensiones del desarrollo. En ocasiones, por problemas de información incompleta, se han desestimado indicadores que en principio sí se podrían calcular para una muestra más reducida de municipios. Otras veces se han descartado indicadores, sobre todo en el subsistema económico, dado que, o bien resultaban muy homogéneos los valores relativizados para los municipios, o bien la información relevante que aportaban ya estaba considerada en mayor medida por otros indicadores incluidos en el análisis.

Cuadro 5.13. Indicadores Ambientales

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Ambiental		
Ciclo del Agua	Abastecimiento y consumo	Agua introducida en la red. Pérdidas en la canalización y distribución de agua. Consumo agua. Red de abastecimiento.
	Calidad y tratamiento	Población cubierta por depuradora. Red de saneamiento.
Ciclo de la Energía	Consumo	Consumo de electricidad.
Ciclo de los Materiales	Generación de residuos	Generación de RSU.
	Recogida y tratamiento	Contenedores de RSU. Contenedores de papel cartón. Reciclado de papel cartón. Contenedores de Vidrio. Reciclado de Vidrio. Pilas de Botón.
Ruido	Ruido	Ruido diurno. Ruido nocturno.
Atmósfera	Contaminación	Inmisiones atmosféricas. Concentración de Ozono. Concentración de partículas en suspensión.
Entorno Natural y Biodiversidad		Calidad Suelo con cubierta natural o acuática. Espacios naturales protegidos.
	Erosión y desertización	Suelo con erosión elevada o muy elevada.

Cuadro 5.14. Indicadores Urbanísticos

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Urbanístico		
Suelo Urbano	Superficie	% superficie municipal en zonas urbanas e infraestructuras de transporte.
Trasnporte y Movilidad	Infraestructuras	Longitud carriles-bici (por habitante).
	Usos modales	Nº vehículos (por habitante). Nº autobuses (por habitante). Nº taxis (por habitante).
	Sistema de ciudades	Distancia a la capital provincial.
Vivienda	Parque viviendas	Nº viviendas (por habitante). Nº nuevas viviendas de promoción pública y VPO protegida Nº nuevas viviendas libres.
Sistema Verde	Cantidad	M^2 de zonas verde (por habitante).
Paisaje Urbano	Urbanismo y vida urbana	Nº viviendas de rehabilitación protegida. Valor catastral (por nº recibos). Nº jardines históricos. Edificios construidos antes de 1950 existentes en 1991. Nº ordenanza municipales con incidencia en la calidad del paisaje urbano.

Cuadro 5.15. Indicadores Demográficos

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Demográfico		
Población	Población total	Crecimiento poblacional último decenio. % población menor de 20 años. % población mayor de 65 años.
	Densidad	Densidad de población.
	Crecimiento vegetativo	Crecimiento vegetativo.
	Población flotante	% población extranjera.
	Emigración	Saldo migratorio.
Educación y Formación	Educación y formación	Tasa analfabetismo. % población sin estudios. % Población con estudios de primer grado. Nº alumnos por profesor en centros de educación básica Nº alumnos por profesor en centros de educación secundaria Nº alumnos por profesor en centros de educación de adultos. Nº lectores de biblioteca (por habitante).
Salud Pública y Seguridad Ciudadana	Salud	% defunciones por enfermedades del sistema cardiovascular. % defunciones por enfermedades del aparato respiratorio. % defunciones de menos de 1 año. % defunciones de menos de 30 años. % defunciones de entre 30 y 60 años.
Participación y Diversidad Social	Participación	% participación en las últimas elecciones locales. % participación en las últimas elecciones generales

Cuadro 5.16. Indicadores Económicos

Áreas estratégicas	Ámbitos específicos	Indicadores
Subsistema Económico		
Equipamiento Urbano	Educativo	Nº centros de enseñanza básica (por nº de alumnos). Nº centros de enseñanza secundaria (por nº de alumnos). Nº centros de enseñanza para adultos (por nº de alumnos).
	Sanitario	Nº camas de Hospitales (por habitante). Nº centros de atención primaria (por habitante). Nº centros de atención especializada (por habitante). Nº farmacias (por habitante).
	Telecomunicaciones	Nº líneas telefónicas (por habitante). Nº líneas RDSI (por habitante).
	Mercado	Superficie centros comerciales. Nº oficinas de entidades bancarias (por habitante). Nº restaurantes (por habitante). Nº plazas hoteles (por habitante).
	Ocio y cultura	Nº butacas cine (por habitante). Nº bibliotecas públicas (por habitante).
	Deportivo	Nº espacios deportivos convencionales (por habitante). Nº espacios deportivos no convencionales (por habitante).
Renta y Consumo	Bienestar y renta	Media de la renta familiar disponible (por habitante). Renta neta media declarada IRPF (por nº declarantes).
Actividad Económica y Empleo	Empleo	% paro (por habitante). % paro femenino. % paro de 16 a 24 años.
	Actividad	Inversión en Registro Industrial (por establecimiento). Nº de establecimientos (Nº habitantes).
Tecnología y Gestión del Medio Ambiente	I+D	Nº centros I+D ambiental.

5.3.2. Medidas descriptivas

Tras la definición y cuantificación de los indicadores se realiza un análisis descriptivo de los mismos apoyado en las habituales medidas estadísticas junto a representaciones gráficas univariantes para los indicadores considerados. Una lectura directa de los valores obtenidos por los municipios en cada uno de los indicadores permite una caracterización parcial de los mismos en cada ámbito específico del análisis del desarrollo urbano. Se trata de una elevada cantidad de información contenida en 83 indicadores seleccionados para 37 municipios, hecho que dificulta la exposición detallada para cada caso, redundando en una pérdida de la visión de conjunto que se persigue con la elaboración de un índice final.

No obstante, a nivel descriptivo se ha de conseguir cierto grado de equilibrio entre la amplitud del enfoque y la profundidad del mismo, de manera que sea posible identificar a grandes líneas las pautas de comportamiento de los municipios en cada indicador, determinando al menos qué ámbitos locales obtienen las mejores y peores puntuaciones, cuáles pueden considerarse valores extremos, cuál es la variabilidad observada, etc. Con este objetivo se presentan en primer lugar y a modo de síntesis, las medidas descriptivas obtenidas con la información más relevante (Cuadros 5.17 a 5.20), realizándose algunos comentarios que permitan la caracterización referida anteriormente.

Los indicadores ambientales seleccionados muestran una elevada variabilidad en los municipios de la muestra, siendo el coeficiente de variación superior al 80% en los siguientes: REDABAS, REDSANE, RECOPILA, RECOPAP, ESPROT y SUENATU.

Cuadro 5.17. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema ambiental

	Valor Mínimo	Valor Máximo	Media	Desviación Típica
AGUARED	0,07	0,22	0,11	0,04
PERDAGUA	10,82	43,02	26,64	8,12
CONSAGUA	119,74	444,99	222,45	75,36
REDABAS	0,08	19,91	2,72	4,16
POBDEPUR	59,33	211,23	143,91	33,09
REDSANE	0,05	12,88	2,66	3,93
CONSELEC	1389,9	15429,9	3486,4	2339,3
RSU	130,34	1134	503,31	228,53
CONTRSU	8,73	75,34	26,33	16,40
CONTPAP	0,04	1,32	0,51	0,38
RECOPAP	1,99	44,28	9,25	9,52
CONTVID	0,22	1,33	0,73	0,22
RECOVID	0,46	9,95	4,38	2,21
RECOPILA	0,06	12,74	2,76	3,11
RUIDOD	0,57	5,20	2,04	1,31
RUIDON	11,57	17,80	14,95	1,79
INMISATM	0,75	109	42,20	27,85
OZONO	44	228	123,62	55,38
PSS	32	85	48	14,09
SUENATU	0,22	87,78	29,98	25,80
ESPROT	0,15	69,34	16,68	16,64
SUEERO	2,41	99,69	45,55	29,57

Dentro de cada grupo de municipios se mantiene esta heterogeneidad en la mayoría de indicadores, aunque menos acentuada entre las ciudades grandes. Este hecho ilustra la idea de que entornos de similar tamaño poblacional no tienen por qué mostrar valores muy parecidos en los indicadores ambientales y urbanísticos. Factores como la morfología urbana, la localización y la superficie municipal, así como la población flotante, resultan muy variados entre los municipios analizados, introduciendo importantes sesgos a la hora de relativizar los indicadores.

En referencia a los indicadores de distribución y consumo de agua, destacan los valores de dos municipios turísticos Estepona y Roquetas de Mar, que junto a Sevilla ocupan las tres primeras posiciones definidas como valores extremos altos en cuanto al volumen de agua introducida en la red de abastecimiento por habitante (AGUARED). Por otra parte, Roquetas de Mar, El Ejido y Úbeda son las localidades que tienen un mayor porcentaje de pérdidas de agua en la canalización (PERDAGUA). En estrecha relación con el volumen de agua introducida en la red, se produce un mayor consumo por habitante (CONSAGUA) en los municipios costeros y turísticos como Marbella, Estepona, Algeciras y Fuengirola. Por ello, no resulta extraño que este mismo indicador tenga una elevada correlación positiva con el porcentaje de población extranjera o el número de restaurantes. En los indicadores REDABAS, REDSANE y POBDEPUR, las ciudades grandes o con elevada densidad de población como Sevilla, Granada, Cádiz, junto a Fuengirola y La Línea de la Concepción, muestran los mayores valores, lo que es sinónimo de una mayor infraestructura de distribución y tratamiento de aguas que sobresale respecto al resto de municipios sobre todo en REDSANE.

Con un menor consumo de agua *per capita* están tres ciudades pequeñas: Mairena del Aljarafe en último lugar, Utrera y Úbeda. Por otra parte, al relativizar a la población total, son ciudades medianas las que ocupan las últimas posiciones en el indicador de población asistida por depuradora (POBDEPUR): El Ejido, precedida por Marbella y Vélez-Málaga. Este hecho se puede interpretar como un desbordamiento de las infraestructuras de saneamiento y depuración existentes que no están dimensionadas para afrontar las ganancias de población experimentadas en los últimos años. Tres municipios del grupo de las ciudades pequeñas como Antequera, Andújar y Ronda muestran las menores longitudes en su red de saneamiento en relación a su extensión municipal (REDSANE).

El consumo de electricidad por habitante (CONSELEC) alcanza los valores máximos en Alcalá de Guadaira y Huelva, seguidos a cierta distancia por Puerto Real y El Ejido. Este dato es influido en algunos casos por los consumos empresariales no desglosados del total municipalizado. Los menores valores son para tres municipios gaditanos: La Línea de la Concepción, Sanlúcar de Barrameda y San Fernando.

La generación de residuos sólidos urbanos por habitante (RSU) es considerablemente mayor en los municipios turísticos y aquellos con elevada dinamicidad demográfica, donde se parte de una reducida población de derecho, pero con importantes flujos de población flotante o de residentes estacionarios. Torremolinos, Roquetas de Mar, Fuengirola y Marbella ocupan las primeras posiciones en el indicador RSU.

El mismo hecho diferencial, la actividad turística, hace que este tipo de municipios obtengan valores superiores en otros indicadores referidos a equipamiento ambiental. Este es el caso del número de contenedores para la recogida selectiva de papel por habitante (CONTPAP), donde Marbella, Roquetas de Mar, Fuengirola y Torremolinos presentan los mejores valores. Las últimas posiciones de este indicador son para Utrera, Écija y Huelva. En términos de cantidad de papel recogido por habitante (RECOPAP), son Almería, Antequera, El Puerto de Santa María y Motril las ciudades con mayor volumen, producto sin duda de programas municipales más eficientes de promoción de la recogida y el reciclado municipal más eficientes. En recogida de pilas de botón (RECOPILA) son Sanlúcar de Barrameda, Motril y Fuengirola las más activas en este sentido.

Otros indicadores centrados en el número de contenedores por habitante no muestran pautas tan claras. Las primeras posiciones en el indicador CONTRSU son para Granada, Mijas y Roquetas de Mar, mostrándose una mayor uniformidad que en otros indicadores de equipamiento ambiental. Mairena del Aljarafe, Fuengirola, Ronda y Roquetas de Mar tienen un mayor número de contenedores de vidrio por habitante (CONTVID), mientras que Utrera y Algeciras presentan los menores valores. En Granada, Córdoba, Motril y Ronda se recoge más vidrio por habitante (RECOVID), siendo Écija, El Puerto de Santa María y Los Palacios y Villafranca los últimos municipios en esta variable.

En el indicador de nivel medio de ruido diurno en los últimos cuatro años, Chiclana de la Frontera, Línea de la Concepción y Granada son las ciudades que superan en mayor medida el estándar de 65 dBA. En términos del

ruido nocturno, Andújar y Lucena adelantan a las localidades anteriores.

Dentro del grupo de indicadores de contaminación atmosférica, la calificación global de las inmisiones (INMISATM) es más desfavorable en los casos de Cádiz, Puerto Real, Córdoba y Jaén, mientras que Linares, Jeréz de la Frontera y Almería han tenido por término medio un menor número de días con la calificación de calidad del aire regular, mala o muy mala. Las inmisiones de Ozono (OZONO) muestran ordenaciones similares, mientras que en relación a las partículas sólidas en suspensión (PSS) son normalmente las ciudades grandes las que peores valores de calidad del aire obtienen. Los tres indicadores contemplados están muy positivamente correlacionados con la proporción de vehículos por habitante, sobre todo OZONO.

Andújar, Algeciras o Almería son los municipios con una mayor proporción de suelos forestales y espacios naturales dentro de su superficie total (SUENATU). De nuevo Andújar y Algeciras, junto a Cádiz y Huelva tienen comparativamente un mayor porcentaje de espacios protegidos (ESPROT). Por último, la proporción de suelos erosionados es superior en localidades como Almería, Úbeda, Linares y Lucena.

En referencia a los indicadores del subsistema urbanístico, de nuevo resulta elevada la dispersión observada entre los valores de los mismos para los municipios considerados. El coeficiente de variación supera el 80% en indicadores como: CBICI, SUEURBAN, NVILIB, JARDHIST, VIREHPRO, DISTCAP y NVIVPO.

Según el indicador que aproxima el porcentaje de suelo urbano (SUEURBAN), las ciudades de San Fernando, Cádiz, Fuengirola, Sevilla y Torremolinos son las que muestran una mayor proporción de suelo urbano respecto a su superficie municipal total. Écija, Andújar, Lucena y Úbeda por el contrario son las que tienen una menor proporción de suelo urbano y para infraestructuras de transporte.

Cuadro 5.18. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema urbanístico

	Valor Mínimo	Valor Máximo	Media	Desviación Típica
SUEURBAN	0,14	86,86	16,85	22,46
CBICI	0,00	2,86	0,28	0,50
VEHHAB	362,68	904,47	512,34	120,67
BUSHAB	0,09	6,95	2,70	1,59
TAXIHAB	0,67	7,21	2,74	1,48
DISTCAP	0,00	134	36,73	36,21
VIVIHAB	5,57	19,56	8,49	3,21
NVIVPO	0,00	79,82	28,76	23,73
NVILIB	13,40	960,99	159,82	209,03
VERDHAB	0,73	6,46	3,01	1,61
VIREHPRO	0,00	9,02	2,16	2,36
IBIRECIB	2,76	7,92	5,06	1,24
JARDHIST	0,00	7,00	1,51	1,74
EDI5091	0,72	36,26	13,71	9,55
ORDENAN	1,00	8,00	3,35	2,11

Dentro del grupo de indicadores de transporte y movilidad, en términos de carriles bici por habitantes (CBICl) es Granada la localidad que ocupa la primera posición. En número de vehículos por habitante (VEHHAB), municipios turísticos malagueños como Torremolinos, Mijas, Fuengirola y Marbella son los que muestran una mayor densidad de vehículos, destacándose notablemente del resto de municipios. Por regla general, las ciudades grandes son las que mantienen una mayor proporción de autobuses (BUS) y taxis (TAXI) respecto al resto de ciudades de la muestra.

El indicador de distancia a la capital provincial (DISTCAP) se suele utilizar por dos motivos: como aproximación a las necesidades de movilidad obligada que puedan existir por motivo de estudios, trabajo, gestiones administrativas, etc.; y para indicar el peso relativo dentro del sistema de ciudades en Andalucía, vertebrado sobre las capitales provinciales. Las ciudades más lejanas a su respectiva capital provincial son La Línea de la Concepción, Algeciras, Ronda y Écija. En estas localidades, las infraestructuras de transporte y la existencia de delegaciones de las distintas administraciones públicas, condicionan bastante la movilidad obligada hacia las capitales, llegando incluso a polarizar la orientación de estos municipios hacia capitales de otras provincias más cercanas.

La proporción de viviendas por habitante (VIVIHAB) es un indicador bastante estable a lo largo del tiempo y que muestra un elevado grado de homogeneidad en los municipios analizados. De nuevo son los municipios turísticos como Torremolinos, Mijas, Fuengirola, Roquetas de Mar o Marbella los que tienen valores superiores en esta medida, muchos de ellos extremos. Los Palacios y Villafranca ocupa la última posición, precedido de San Fernando y Jerez de la Frontera. Las capitales de provincia tienen valores en torno a la media

El crecimiento del parque de viviendas en el municipio viene indicado por las nuevas viviendas de promoción pública y VPO protegida (NVPO) y de renta libre (NVILIB), relativizadas al número de habitantes. NVPO muestra mayores diferencias entre los municipios grandes, todos excepto Cádiz (la localidad con mayor valor) por debajo de la media. Entidades englobadas entre las ciudades pequeñas, como Mairena del Aljarafe y Puerto Real tienen, después de Cádiz, los mayores valores. Huelva es el municipio con menor número de nuevas viviendas de protección oficial por habitante para el año considerado. Jaén y Dos Hermanas ocupan respectivamente la penúltima y antepenúltima posición.

En el indicador NVILIB son localidades costeras especializadas en funciones turísticas, de segunda residencia o núcleos satélites a grandes ciudades, tales como Estepona, Fuengirola, Torremolinos y Vélez-Málaga, las que ocupan las primeras posiciones a gran distancia del resto de municipios. El verde urbano, cuantificado como el espacio de las superficies verdes por habitante (VERDHAB), muestra importantes déficits en la mayoría de ámbitos analizados, de manera que únicamente cinco municipios superan el estándar de 5 m^2 por habitante y ninguno considerado entre las grandes ciudades. Éstos son: Écija, La Línea de la Concepción, Sanlúcar de Barrameda, Úbeda y Fuengirola.

Los indicadores considerados del área estratégica "Paisaje Urbano" aportan información útil sobre la calidad del paisaje urbanizado mediante medidas relativizadas al total de recibos de contribución urbana tales como las viviendas de rehabilitación protegida (VIREHPRO) y el valor catastral medio (IBIRECIB), junto a otras como el número de jardines históricos (JARDHIST), los edificios históricos construidos antes de 1950 existentes en 1991 (EDI5091) y finalmente las ordenanzas municipales con incidencia en la calidad del paisaje urbano (ORDENAN).

Los centros históricos de Jerez de la Frontera, Puerto Real y Ronda fundamentalmente, junto a San Fernando y Antequera, tienen mayores valores en VIREHPRO, mientras que las ciudades turísticas ocupan las últimas posiciones de un indicador con elevada dispersión. Todo lo contrario que los valores catastrales medios, muy uniformes entre los municipios analizados, aunque más elevados en El Puerto de Santa María y Cádiz, frente a Utrera y Antequera en la última y penúltima posición respectivamente.

Los jardines históricos (JARDHIST) son más abundantes en las grandes ciudades con un importante patrimonio urbano como Sevilla, Málaga y Granada, municipios que se diferencian del resto en términos de este indicador. De igual forma, los edificios antiguos (EDI5091) pueden servir de indicativo del patrimonio histórico, siendo Écija, Cádiz y Granada los tres primeros municipios, seguidos de Antequera y Ronda.

Con ORDENAN se tiene una idea aproximada de los instrumentos legales establecidos por cada municipio para proteger el patrimonio y revalorizar el paisaje y la imagen urbana. En este indicador destacan Granada y Córdoba.

Entre los indicadores demográficos, la dispersión es menor que la observada en los anteriores subsistemas. Medidas con un coeficiente de variación superior al 80% son: POBEXTRA, DENSPOB, POB9199, MIGRANET y CREVEG.

Cuadro 5.19. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema demográfico

	Valor Mínimo	Valor Máximo	Media	Desviación Típica
POB9199	-7,70	57,70	11,32	13,42
POBM20	23,04	32,99	27,68	2,38
POBMY65	5,45	15,85	11,79	2,49
DENSPOB	38,39	10017	1156,3	1936,9
CREVEGE	-255	1182	313,05	273,29
POBEXTRA	0,09	33,60	3,02	6,47
MIGRANET	-358	7473	2073,5	1870,5
TANALF	0,75	8,34	3,67	1,84
PSINEST	25,23	70,04	45,03	9,81
PPRIM	14,54	48,50	29,35	7,47
ALBASPRO	16,62	20,62	18,46	0,96
ALSECPR	13,28	15,93	14,46	0,70
ALADUPR	36,20	61,33	46,56	6,33
LECTOBIB	0,00	25,51	8,44	5,94
DEFCARDI	60,92	85,00	76,25	5,71
DEFRESPI	13,21	35,63	20,77	5,38
DEFMEN1	0,00	2,08	0,89	0,51
DEFME30	1,00	10,27	3,41	1,54
DEF3060	7,28	22,73	13,13	3,07
PARTILOC	45,30	73,18	60,15	6,63
PARTIGEN	57,15	76,33	66,36	5,13

La mayor dinamicidad demográfica entre 1991 y 1999 se muestra en Roquetas de Mar y Torremolinos, dos valores extremos, seguidos de Mairena de Aljarafe y Marbella. Se trata de municipios integrados en áreas metropolitanas que ganan población a costa de los núcleos centrales, así como localidades turísticas. Las grandes ciudades ocupan posiciones siempre por debajo de la media, siendo las tres últimas Huelva, Granada y Cádiz, el municipio con un menor crecimiento demográfico derivado de su ya elevada densidad de habitantes.

Por edades, Los Palacios y Villafranca, Chiclana de la Frontera y Mairena del Aljarafe tienen proporcionalmente más población menor a 20 años (POBM20). Las capitales de provincia y ciudades grandes con elevado peso turístico ocupan las últimas posiciones. Respecto a la población mayor a 65 años (POBMY65), son Granada, Úbeda, Antequera, Ronda y Sevilla las localidades que presentan un mayor porcentaje.

La densidad de población (DENSPOB) es considerablemente más elevada en Cádiz que dobla la densidad del siguiente municipio: Sevilla. Otras tres ciudades se unen a las anteriores en el conjunto de valores altos extremos: Fuengirola, Línea de la Concepción y Granada. El municipio con menor densidad de poblamiento es Écija, precedido de Andújar y Antequera.

En crecimiento vegetativo (CREVEG), son las grandes ciudades las que muestran mayores valores (Málaga y Sevilla son valores extremos), mientras que en términos de la población extranjera (POBEXTRA), los municipios turísticos de Málaga (Mijas, Torremolinos, Marbella, Estepona y Fuengirola) ocupan las primeras posiciones, seguidos de Roquetas de Mar y El Ejido, todos catalogables de valores altos extremos dada su diferenciación del resto de localidades de la muestra. El saldo migratorio (MIGRANET) deja a Marbella en primer lugar a distancia del resto, seguida de Sevilla y Málaga también con importantes ganancias de población. Cádiz, con saldo negativo, precedido de Andújar y Écija, ocupan las últimas posiciones en este indicador.

En referencia a los niveles educativos de la población, la tasa de analfabetismo (TANALF) no atiende a un patrón claro de comportamiento, aunque sí ciertas correlaciones significativas al 5%: positiva con POBM20 y negativas con DENSPOB y MIGRANET, mostrando no obstante una gran homogeneidad. Esta tasa es mayor en Utrera, Écija, Lucena o Los Palacios y Villafranca, todos ellos municipios pequeños, mientras que Mairena del Aljarafe (con una población muy joven) es la que menor tasa muestra, precedida de Cádiz, Torremolinos y Marbella.

La población sin estudios (PSINEST) es ligeramente mayor en municipios localizados en las provincias de Cádiz y Sevilla, tales como Sanlúcar de Barrameda, Alcalá de Guadaira, Chiclana de la Frontera, Jeréz de la Frontera y Algeciras. Estos municipios son los que también menores valores muestran en el porcentaje de población con estudios primarios (PPRIM), donde Huelva, Lucena y Puerto de Santa María ocupan los primeros lugares a importante distancia.

Los tres indicadores de calidad del sistema educativo considerados son el porcentaje de alumnos por profesor en enseñanza primaria (ALBASPRO), en enseñanza secundaria (ALSECPRO) y en enseñanza para adultos (ALADUPRO). En todos ellos se obtienen valores muy similares, producto de una política educativa a nivel regional centrada en permitir las mismas oportunidades de escolarización en todo el territorio. No obstante, cabe comentarse que en los municipios de Fuengirola, Úbeda, Torremolinos y Utrera se produce una mayor masificación en los centros de enseñanza para adultos. El indicador cultural relativo al número de lectores registrados en las bibliotecas (LECTOBIB) muestra dos valores extremos positivos en El Ejido (con elevado crecimiento demográfico y con población joven) y Andújar (con menor dinamicidad y superior porcentaje de población mayor a 65 años).

La salud se contempla en este sistema de indicadores con medidas centradas en las dos principales causas de fallecimiento y las edades del fallecido. En total son cinco indicadores: porcentaje de fallecimientos por enfermedades cardiovasculares (DEFCARD), por enfermedades respiratorias (DEFRESP), con edad menor a 1 año (DEFME1), menor a 30 años (DEFME30) y entre 30 y 60 años (DEF3060). En DEFCARD ocupan las primeras posiciones la Línea de la Concepción y Puerto Real, destacando como valores extremos bajos el municipio de Andújar, seguido de El Ejido. Respecto a las edades, San Fernando, El Puerto de Santa María, Chiclana de la Frontera y El Ejido ocupan las cuatro primeras posiciones (valores extremos altos) en términos del porcentaje de fallecidos menores a 1 año, siendo Alcalá de Guadaira, Roquetas de Mar y Motril valores extremos bajos. En DEFME30 es El Ejido el municipio con mayor porcentaje a distancia del resto. Por último, Roquetas de Mar y Mairena del Aljarafe, localidades con poblaciones muy jóvenes son valores extremos altos en el indicador DEF3060.

Los indicadores de participación son dos: tasa de participación en las últimas elecciones locales (PARTILOC) y generales (PARTIGEN). Estos indicadores están significativamente correlacionados y con poca variabilidad. Normalmente la participación es mayor en las elecciones generales y para los municipios pequeños, así es el caso de Estepona (máximo en PARTILOC) y Úbeda (máximo en PARTIGEN).

En los indicadores económicos, al igual que ocurre con los demográficos, la dispersión es menor que en relación a los ambientales y urbanísticos. Indicadores con un coeficiente de variación mayor al 80% son: PLAZHOT, DEPNCONV, RESTAUR, SUPCOM, INVEREG, CAMASHOS y CENTROID.

Cuadro 5.20. Medidas descriptivas para los indicadores del subsistema económico

	Valor Mínimo	Valor Máximo	Media	Desviación Típica
CAMASHOS	0,00	12,30	3,80	3,61
CENATESP	0,00	0,61	0,27	0,17
CENATPRI	0,63	4,97	1,69	0,97
FARMAC	2,52	7,91	4,15	1,14
TELEFON	204,33	519,87	353,51	73,29
RDSI	3,39	45,05	13,38	8,17
SUPCOMER	0,00	684,17	168,31	192,68
OFIFINAN	4,54	11,85	7,58	2,33
RESTAUR	1,27	65,78	12,40	16,01
PLAZHOT	0,96	384,41	33,50	70,74
BUTCINE	0,00	54,35	20,61	12,51
BIBPUB	0,00	13,60	3,60	2,87
DEPCONV	0,15	1,17	0,36	0,26
DEPNCONV	0,00	1,17	0,16	0,22
RFD	1000	1400	1197,30	117,23
IRPF	1627,46	2696,47	2098,12	252,44
PAROHAB	-8,20	-1,63	-5,47	1,63
PAROFEM	-10,00	-2,90	-5,97	1,84
PARO1624	-12,10	-2,10	-6,06	2,20
INVEREG	2,23	69,03	12,94	12,55
ESTAB	3,33	9,89	5,59	1,42
CENTROID	0,00	25,00	1,68	4,54
CBASICA	2,47	5,60	3,36	0,56
CSECUNDA	1,81	4,55	2,88	0,67
CADULT	1,06	10,93	3,61	2,10

Los equipamientos educativos por número de alumnos muestran muy poca variabilidad, algo mayor en los centros de enseñanza para adultos donde parece haber un mayor número en las ciudades grandes. Los primeros puestos en CBASICA, CSECUN y CADULT son Ronda, Andújar y Antequera respectivamente.

Los indicadores de equipamientos sanitarios contemplados son el número de camas de hospital (CAMASHOS), de centros de atención primaria (CENATPRI) y de centros de atención especializada (CENATESP), todos ellos relativizados al número de habitantes. En cuanto a CAMASHOS y CENATESP, la mayoría de ciudades pequeñas no cuentan con estos equipamientos, salvo los casos de Puerto Real (precisamente el valor máximo en CAMASHOS), Úbeda (el sexto valor en CAMASHOS), Ronda, Torremolinos o Antequera. En general, son las grandes ciudades y las cabeceras de comarca las que acaparan las primeras posiciones en estos dos indicadores. En cuanto a CENATPRI, los valores son muy homogéneos en la muestra, destacando el valor extremo máximo de Andújar.

Junto a los indicadores de sanidad se encuentra el número de farmacias por habitante (FARMAC), medida que sigue también una distribución muy uniforme, si bien el indicador toma sus mayores valores entre las capitales de provincia, tomando Granada el máximo valor con cierta distancia del resto.

Como indicadores del nivel de equipamiento en telecomunicaciones se consideran el número de líneas

telefónicas (TELEF) y de líneas de RDSI básica (RDSI). En TELEF destacan en las cinco primeras posiciones los municipios turísticos malagueños de Marbella, Torremolinos, Fuengirola, Mijas y Estepona, seguidos de Granada, Roquetas de Mar y Sevilla. Los Palacios y Villafranca es el municipio con menor valor en TELEF clasificado como valor extremo bajo, precedido de Utrera y Sanlúcar de Barrameda. En RDSI los cinco primeros municipios son los mismos, si bien Marbella es un valor extremo que duplica al segundo municipio (Fuengirola). Por otra parte, las localidades de Mairena del Aljarafe y El Ejido adelantan a Sevilla en número de conexiones RDSI por habitante. San Fernando es el último valor, precedido de Sanlúcar de Barrameda y La Línea de la Concepción.

El tipo de equipamiento denominado de mercado engloba cuestiones relacionadas con las actividades mercantiles y terciarias típicamente urbanas como las desarrolladas por las grandes superficies comerciales, las entidades financieras y los establecimientos de hostelería. En SUPCOM se cuantifican los metros cuadrados de grandes superficies por habitante, constatándose su presencia en todas las grandes ciudades y en la mayoría de las ciudades medias, más favorecidas en la elaboración del indicador. De esta manera, los municipios de Marbella, San Fernando y El Ejido son los tres valores máximos.

El número de oficinas de entidades financieras por habitante (OFIFIN) es un indicador muy uniforme, mostrando los mayor valores en municipios capitales de provincia o turísticos como Granada, Fuengirola y Marbella.

El indicador RESTAUR muestra una elevada densidad de restaurantes por habitante en los cinco municipios turísticos costeros malagueños, seguidos de Vélez-Málaga y Roquetas de Mar. Un comportamiento muy similar se produce en el indicador del número de plazas hoteleras por habitante (PLAZHOT) con Torremolinos, Roquetas de Mar, Fuengirola, Marbella, Estepona y El Ejido en las primeras posiciones como valores altos extremos.

Los indicadores culturales se limitan al aforo de los cines (BUTCINE) y las bibliotecas públicas (BIBPUB). En el primer indicador, Roquetas de Mar y Linares ocupan las primeras posiciones, mientras que en BIBPUB, al relativizar por la población de derecho, son El Ejido y Motril los municipios con valores altos extremos.

Los equipamientos deportivos convencionales (DEPCONV) y no convencionales (DEPNCONV) por habitante son más abundantes en los municipios turísticos de la muestra, como Torremolinos, Roquetas de Mar, Mijas y Marbella.

Como indicadores de renta y bienestar se utilizan el promedio de la renta familiar disponible (RFD) y la renta neta declarada media (IRPF). En RFD, varios municipios de la muestra tienen una renta media entre 1.300.000 y 1.500.000 pesetas, destacando Granada, Torremolinos, Fuengirola y Roquetas de Mar. La renta neta declarada es mayor por regla general en las capitales de provincia como Sevilla y Granada, siendo Los Palacios y Villafranca el último municipio en este indicador.

Los indicadores de empleo se centran en la proporción de desempleados entre la población (PAROHAB), las mujeres paradas (PAROFEM) y los jóvenes parados (PARO1624). Los mayores niveles de paro se dan en Cádiz, Dos Hermanas, Alcalá de Guadaira y Puerto Real, mientras que El Ejido, precedido de Roquetas de Mar y Mijas, tiene un menor porcentaje de desempleados respecto a la población de derecho. El resto de capitales de provincia ocupan posiciones intermedias.

El paro femenino está muy correlacionado con el paro total, obteniéndose prácticamente las mismas ordenaciones de municipios. El paro juvenil afecta en mayor medida a municipios pequeños como Utrera, Écija y Puerto Real.

La inversión productiva en nuevas instalaciones (INVEREG) en el año considerado es relativamente mayor en El Ejido, Motril, Lucena, Málaga y Dos Hermanas, valores extremos altos respecto al resto de municipios. El número de establecimientos por habitante (ESTAB) es mayor en los municipios turísticos como Fuengirola, Torremolinos y Marbella, seguidos de Roquetas de Mar y Estepona.

Finalmente, en el indicador del número de centros de investigación y desarrollo especializados en medio ambiente (CENTROID), destaca Sevilla frente al resto de municipios, seguida de Granada, Córdoba, Málaga y Almería.

5.3.3. Análisis de valores ausentes y atípicos. Supuestos de partida

La aplicación de los métodos multivariantes referidos necesita de un conjunto completo de datos para todos los casos o municipios incluidos en el estudio. Ante la existencia de datos ausentes, es necesario realizar un análisis de los mismos, estableciendo el grado de aleatoriedad, así como posibles criterios para su imputación. La

consideración únicamente de los indicadores con casos completos llevaría a la perdida de importantes cantidades de información. El análisis de valores perdidos adquiere vital importancia cuando se utilizan los resultados del análisis multivariante para la estimación e inferencia estadística.

Una primera solución ante los datos ausentes es la eliminación de las variables y/o casos considerados[318]. En este trabajo se utilizan aquellos indicadores que muestran una elevada proporción de municipios con información disponible (mayor al 70%), para con ello descartar una posterior imputación de valores ausentes sobre una base estadística insuficiente. Esta opción supone la no consideración de determinados indicadores, fundamentalmente de los subsistemas ambiental y urbanístico, de los que se dispone información muy incompleta. Este es el caso de medidas basadas en la información existente en aspectos tales como: capacidad de los depósitos de agua, sellado de vertederos, superficie de los parques periurbanos, potencia del alumbrado público, entre otras. Directamente se han eliminado del análisis, por lo que tampoco se recogen en los cuadros descriptivos.

Para aquellos casos ausentes del resto de indicadores hay que determinar el grado de aleatoriedad. La idea básica consiste en comprobar si en los casos ausentes para cierta variable se observan pautas de comportamiento específicas para las otras variables (posibles patrones). Otro modo para diagnosticar esta aleatoriedad es separar la variable en dos grupos (con datos y sin datos) y compararlos (con un test de diferencia de medias basado en el estadístico t de Student) con el resto de variables para identificar diferencias en el comportamiento que puedan ser sistemáticas. Al aplicar esta técnica de comparación de grupos de observaciones se detectan indicadores (los referidos a la contaminación atmosférica y CONTRSU, REDSANE fundamentalmente), para los que son significativas las diferencias entre los dos grupos realizados, pero no en un número importante de comparaciones.

Por otra parte, también se detectan los casos extremos[319], con idea de reconstruir las causas que los provocan (errores de medición, hechos extraordinarios con o sin explicación, etc.), lo que justificará su mantenimiento o eliminación del análisis[320].

Se aplican las técnicas englobadas en el Análisis de Valores Perdidos recogidas en el programa estadístico SPSS 10.0, mostrando las variables y los casos tabulados, ordenados alternativamente por valores perdidos. Asimismo, se recogen los valores extremos altos y bajos, analizándose el porcentaje de discordancia[321] entre los indicadores con valores y aquellos otros sin datos para cada caso.

En los resultados no se observan patrones muy marcados en el comportamiento de los datos perdidos, aunque sí cierta inercia a la concentración en municipios de los grupos especificados como ciudades medias y pequeñas, así como en indicadores del subsistema ambiental (Cuadro 5.21 a 5.25). En relación al porcentaje de discordancia, la mayoría de indicadores con datos perdidos no superan los valores admisibles en este tipo de medidas (en torno al 15%).

---

318. Siempre y cuando estos indicadores o casos no sean imprescindibles y no alteren sustancialmente la base conceptual del modelo que se trata de representar.

319. Los criterios de identificación de valores extremos son muy diversos aunque muestran resultados similares (Little y Rubin, 2002). En este trabajo se opta por clasificar como valor extremo aquel fuera del rango definido por el intervalo (Cuartil 1-1,5*Rango Intercuartílico; Cuartil 3+1,5*Rango Intercuartílico). Partiendo del diagrama de caja, los valores extremos están localizados a una distancia mayor que 1,5 cuartiles de la caja (datos centrales). Los valores atípicos son los que están entre 1 y 1,5 cuartiles de la caja.

320. El criterio general aplicable es el mantenimiento de estos datos, salvo que provengan de errores de medición o producidos en el tratamiento posterior de la información (Johnson y Wichern, 1998).

321. El porcentaje de discordancia indica para cada par de indicadores el porcentaje de casos en los que uno de los indicadores tiene un valor perdido.

Cuadro 5.21. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema ambiental

	Valores perdidos		Nº de valores extremos	
	Número	Porcentaje	Bajos	Altos
AGUARED	7	18.92	0	3
PERDAGUA	6	16.22	0	0
CONSAGUA	5	13.51	0	0
REDABAS	7	18.92	0	3
POBDEPUR	2	5.41	1	0
REDSANE	9	24.32	0	5
CONSELEC	0	0	0	2
RSU	5	13.51	0	0
CONTRSU	10	27.03	0	2
CONTPAP	1	2.70	0	0
RECOPAP	10	27.03	0	2
CONTVID	0	0	0	1
RECOVID	3	8.11	0	1
RECOPILA	4	10.81	0	3
RUIDOD	2	5.41	0	0
RUIDON	2	5.41	0	0
INMISATM	11	29.73	1	2
OZONO	11	29.73	0	0
PSS	11	29.73	5	5
SUENATU	2	5.41	0	0
ESPROT	9	24.32	0	2
SUEERO	2	5.41	0	0

Cuadro 5.22. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema urbanístico

	Valores perdidos		Nº de valores extremos	
	Número	Porcentaje	Bajos	Altos
SUEURBAN	3	8.11	0	2
CBICI	0	0	0	1
VEHHAB	0	0	0	4
BUSHAB	0	0	0	1
TAXIHAB	0	0	0	1
DISTCAP	0	0	0	1
VIVIHAB	0	0	0	4
NVIVPO	5	13.51	0	0
NVILIB	5	13.51	0	4
VERDHAB	5	13.51	0	0
VIREHPRO	1	2.70	0	3
JARDHIST	0	0	0	3

Cuadro 5.23. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema demográfico

	Valores perdidos		Nº de valores extremos	
	Número	Porcentaje	Bajos	Altos
POB9199	0	0	0	2
DENSPOB	0	0	0	5
CREVEGE	0	0	0	2
POBEXTRA	0	0	0	7
MIGRANET	0	0	0	1
PPRIM	0	0	0	3
LECTOBIB	0	0	0	2
DEFCARDI	0	0	2	0
DEFRESPI	0	0	0	3
DEFMEN1	0	0	3	4
DEFME30	0	0	0	1
DEF3060	0	0	0	2

Cuadro 5.24. Indicadores con valores perdidos y extremos del subsistema económico

	Valores perdidos		Nº de valores extremos	
	Número	Porcentaje	Bajos	Altos
CENATPRI	0	0	0	1
FARMAC	0	0	0	1
TELEFON	0	0	1	3
RDSI	0	0	0	1
RESTAUR	0	0	0	5
PLAZHOT	0	0	0	6
BUTCINE	1	2.70	0	2
BIBPUB	0	0	0	2
DEPCONV	0	0	0	5
DEPNCONV	0	0	0	4
RFD	0	0	1	6
INVEREG	0	0	0	5
ESTAB	0	0	0	3
CENTROID	0	0	0	5
CBASICA	0	0	0	1

Cuadro 5.25. Casos con valores perdidos

Caso	Nº pedido	% pedido
Almería	1	1.20
Antequera	2	2.41
Cádiz	2	2.41
Motril	2	2.41
Puerto de Sta María	2	2.41
Algeciras	3	3.61
Dos Hermanas	3	3.61
Estepona	3	3.61
Jaén	3	3.61
Linares	3	3.61
Línea de la Concepción	3	3.61
Lucena	3	3.61
Vélez-Málaga	3	3.61
Fuengirola	4	4.82
Huelva	4	4.82
Puerto Real	4	4.82
Ronda	4	4.82
Sanlúcar de B.	4	4.82
Torremolinos	4	4.82
Alcalá de Guadaira	5	6.02
Andújar	5	6.02
Ejido (El)	5	6.02
Marbella	5	6.02
Chiclana de la F.	6	7.23
Ecija	6	7.23
Roquetas de Mar	6	7.23
San Fernando	6	7.23
Utrera	6	7.23
Mijas	7	8.43
Palacios y Villafranca	8	9.64
Ubeda	8	9.64
Mairena del Aljarafe	9	10.84

En relación a los valores extremos, en términos estadísticos se ha de destacar que el agrupamiento de los mismos tampoco induce a eliminar indicadores específicos, siendo más frecuentes los valores extremos positivos y siempre referidos a factores completamente explicables (p.e.: normalmente, los municipios capitales de provincia tienen valores extremos en número de nuevas viviendas de renta libre; o las ciudades turísticas en los indicadores de restaurantes y hoteles).

Los indicadores con mayor porcentaje de valores perdidos son INMISATM, OZONO, PSS, RECOPAP y CONTRSU. La eliminación de los tres primeros supondría no disponer de información acerca de la contaminación atmosférica. En referencia a los patrones identificados en los casos, Los Palacios y Villafranca, Úbeda y Mairena del Aljarafe son los municipios con más valores perdidos, su exclusión del análisis habría de considerarse cuidadosamente pues de por sí se trata de una población de estudio reducida. No obstante, los resultados obtenidos no justifican la eliminación de los indicadores o casos recogidos, si bien han de considerarse las reservas derivadas de los mismos a la hora de interpretar los resultados finales.

Se procede a continuación a la imputación o sustitución de los valores perdidos identificados, para lo cual se utiliza el valor mediano de los respectivos indicadores. La justificación al uso de esta opción frente a técnicas más sofisticadas como, por ejemplo, el Método EM (maximización de la esperanza) o el uso de algoritmos de regresión, radica en tres motivos:

a) Por una parte, los datos de origen no se derivan de una serie temporal (o datos transversales con un gran número de casos), ámbito idóneo de este tipo de técnicas que, por otra parte, tienden a sobreestimar las correlaciones observadas (Little y Rubin, 2002; Everitt y Dunn, 2001). El uso de métodos de imputación con medidas promedio arroja resultados más consistentes y conservadores por regla general (Hair *et al.*, 1999), sin embargo, pueden introducir sesgos a la inversa, subestimando las correlaciones observadas y homogeneizando demasiado la muestra.

b) Al realizar la simulación de los valores perdidos, los resultados obtenidos al aplicar EM y regresión presentan una escasa discrepancia respecto al uso de medidas promedio.

c) De esta manera se sigue la práctica habitual en estudios similares como los de Naciones Unidas (UNCHS, 1997b) y la OMS (WHO, 1993b). Para afrontar una elevada variabilidad observada en la mayoría de variables, resulta más representativo dentro del uso de medidas promedio, el aplicar el valor mediano.

En referencia a la verificación de hipótesis para el análisis multivariante y los índices comentados en el capítulo anterior, en primer lugar, ha de señalarse que, dada la finalidad exploratoria de las técnicas multivariantes a emplear, en la que no se persigue una aplicación inferencial posterior de tipo confirmatoria, es necesario partir únicamente del supuesto específico de linealidad para aplicar el ACP (Jackson, 1991; Uriel, 1995).

Sin embargo, sí resulta deseable y necesaria la existencia de cierto grado de multicolinealidad entre los indicadores. La mayoría de análisis multivariantes exploratorios solucionan esta cuestión incluyendo un número suficientemente grande de indicadores y partiendo de los valores tipificados de los mismos. Con ello, se elimina además del problema de la presencia de medidas con cierto grado de heterogeneidad, el efecto distorsionador de las diferentes escalas (Mardia *et al.*, 1979).

En segundo lugar, en relación con los supuestos derivados de la elaboración de índices sobre la base de indicadores (Pena, 1977), han de considerarse válidas las hipótesis y postulados mencionados en el capítulo anterior. De forma muy especial, se han de tomar en cuenta las reservas derivadas de analizar relaciones únicamente lineales y los efectos de los posibles errores de especificación tanto de inclusión de variables no relevantes, como de omisión de variables relevantes[322].

En particular, la selección de indicadores para el ADP2 considera estos efectos al aplicar un proceso iterativo que permite eliminar los indicadores redundantes que aportan poca información relativa al conjunto, determinando qué variables son más explicativas. No obstante, existen otros criterios alternativos con esta finalidad[323].

5.4. Análisis de Resultados

Sobre la información estadística recopilada se aplican las técnicas multivariantes englobadas en el capítulo anterior. Se recuerda que el objetivo principal es

322. En Zarzosa (1996) se evalúan alternativamente los efectos de un error por omisión o por inclusión en la selección inicial de indicadores.
323. Autores como Ivanovic (1974), Pena (1977) o Zarzosa (1991) entre otros, proponen medidas para evaluar la capacidad de discriminación de los indicadores así como la cantidad de información no contenida en la información global de los indicadores precedentes.

resumir la información existente en la matriz de indicadores iniciales y elaborar diferentes indicadores sintéticos que se utilicen como medida proxy de los componentes del nivel de desarrollo sostenible observado en los municipios seleccionados. Estas medidas están englobadas dentro del enfoque de la sostenibilidad débil, pues se trata de un índice del progreso o ganancia del capital total que permite la compensación entre distintos tipos de capital. En términos de índice este hecho se traduce en la compensación entre los valores de los indicadores. Por otra parte, son medidas del desarrollo urbano en términos relativos, encuadrables en el enfoque comentado de la sostenibilidad relativa, al identificar la jerarquía de casos en base a las mejores posiciones relativas de la muestra.

5.4.1. Índice a partir del Análisis de Componentes Principales

Se realiza la aplicación del Análisis de Componentes Principales (ACP) como técnica clásica para la reducción de datos, tal y como se ha descrito en el capítulo anterior[324].

Dado que este tipo de técnicas se centran en el coeficiente de correlación, han de considerarse los efectos derivados de no contar con datos longitudinales o de panel que permitieran refinar el análisis y diferenciar la variación conjunta real de aquella que obedece a causas aleatorias o espúreas asociadas al año de referencia de cada par de indicadores[325].

Con el objetivo de simplificar la interpretación derivada del signo del coeficiente de correlación, se ha procedido a realizar la práctica habitual de introducir los indicadores con signo negativo que afectan inversamente al concepto de medida (desarrollo) en cada uno de los subsistemas[326].

Las variables son estandarizadas en el ACP, como es habitual en esta técnica (Uriel, 1995; Sanz y Terán, 1988), hecho que mejora el grado de correlación observada y permite eliminar los efectos de escala[327].

Para la elaboración de un índice a partir del ACP, se procede en dos etapas. En primer lugar, se obtienen índices para cada subsistema. Para ello se desarrollan cuatro análisis paralelos, referidos a los indicadores ambientales, urbanísticos, demográficos y económicos respectivamente. Con los resultados obtenidos se construye un índice específico para cada subsistema. La técnica empleada en estos índices resulta una solución habitual en estos casos, consistente en realizar una escala aditiva con las puntuaciones de los componentes obtenidos[328].

El índice o indicador sintético parte de un promedio ponderado de las puntuaciones de los componentes para cada municipio, donde los pesos vienen determinados por la raíz cuadrada de la variancia de cada componente. Para el municipio o caso i, el índice ACP para un subsistema específico se calcula de la siguiente manera:

$$ACP_{Subsistema}(i) = \frac{\sum_{h=1}^{8} Z_{hi} \cdot \sqrt{\lambda_h}}{\sum_{h=1}^{8} \sqrt{\lambda_h}} \;;i= 1, 2, ..., 37.$$

Siendo Z_{hi} la puntuación del componente h-ésimo para el caso i-ésimo, y $\sqrt{\lambda_h}$ raíz cuadrada del autovalor para dicho componentes[329].

La segunda etapa consiste en la construcción de un índice para todas los subsistemas considerados, es decir, el ACP Global. Para ello, frente a la alternativa de utilizar todos los indicadores, se opta por escoger un subconjunto más operativo formado por los indicadores que muestran una mayor correlación con el índice respectivo de cada subsistema. De esta manera, se aplica el ACP con dos objetivos: primero seleccionar variables suplentes y en segundo lugar, elaborar un índice. Así, en una primera fase se determinan las variables más correlacionadas con los componentes principales en su conjunto y en un segundo paso se elabora finalmente el indicador sintético a partir de los mismos.

---

324. Para este epígrafe se ha utilizado el programa estadístico SPSS 10.0.

325. Junto a otras causas tales como los datos atípicos, relaciones no lineales, etc.

326. Como destacan Hair *et al.* (1999) este procedimiento de "puntuación inversa" adquiere mayor importancia si se van a utilizar posteriormente las puntuaciones factoriales, dado que se elimina así el posible efecto derivado de que unas variables (p.e.: consumo agua) contrarresten el efecto de otras (p.e.: zonas verdes), cuando en realidad deberían de considerarse que apuntan hacia el mismo sentido en su relación con el objetivo final de medida (la solución sería p.e.: (-)consumo agua, zonas verdes).

327. Al realizar el contraste de Bartlett (prueba de esfericidad), la hipótesis nula de no correlación (matriz de correlaciones igual a matriz identidad) es rechazada para los indicadores de cada subsistema (nivel significación crítico menor a 0,000005).

328. Dado que del análisis de la matriz de componentes no se vislumbra con claridad un subconjunto de ocho indicadores que estén fuertemente correlacionados con un único componente, como para seleccionarlos como variables suplentes de los mismos y construir la escala aditiva. Entre las aplicaciones de esta técnica a la medida del desarrollo se encuentran De Silva *et al.* (2000).

329. De esta manera, componentes con mayor capacidad explicativa (proporción de variancia explicada) tienen una ponderación mayor.

Con los componentes retenidos se vuelve a proceder realizando una media ponderada y obteniendo una única medida comprehensiva con la información recogida en los indicadores seleccionados[330]. Los resultados obtenidos se presentan de forma resumida para cada uno de los ACP realizados.

5.4.1.1. ACP por subsistemas

Comenzando por el subsistema ambiental, en el Cuadro 5.26 se muestra la variancia explicada por los componentes obtenidos al aplicar el ACP a los indicadores ambientales.

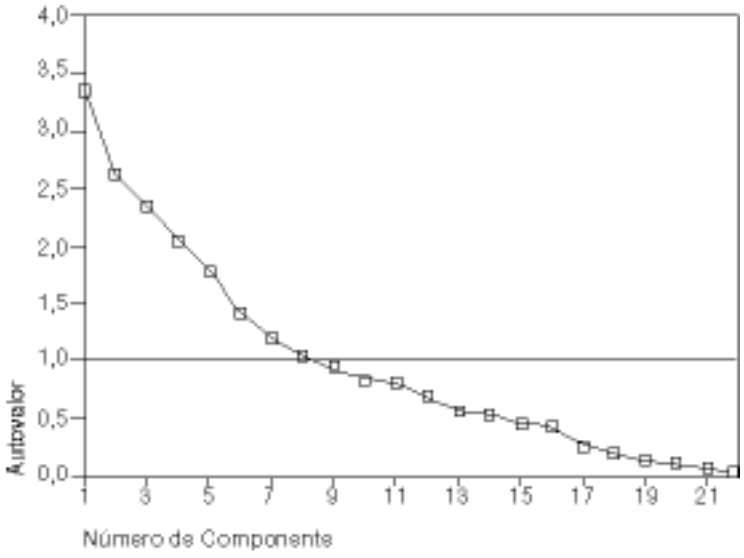
Cuadro 5.26. Obtención de los componentes principales del subsistema ambiental

Variable	Comunalidad	Componente	Autovalor	% de lavariancia	% acumulado
AGUARED	1	1	3,35619	15,26	15,26
PERDAGUA	1	2	2,63153	11,96	27,22
CONSAGUA	1	3	2,35946	10,72	37,94
REDABAS	1	4	2,04858	9,31	47,25
POBDEPUR	1	5	1,78807	8,13	55,38
REDSANE	1	6	1,42938	6,50	61,88
CONSELEC	1	7	1,21208	5,51	67,39
RSU	1	8	1,06132	4,82	72,21
CONTRSU	1	9	0,95548	4,34	76,55
CONTPAP	1	10	0,83100	3,78	80,33
RECOPAP	1	11	0,80328	3,65	83,98
CONTVID	1	12	0,69474	3,16	87,14
RECOVID	1	13	0,57275	2,60	89,74
RECOPILA	1	14	0,54514	2,48	92,22
RUIDOD	1	15	0,45060	2,05	94,27
RUIDON	1	16	0,43477	1,98	96,25
INMISATM	1	17	0,26210	1,19	97,44
OZONO	1	18	0,21012	0,96	98,39
PSS	1	19	0,13839	0,63	99,02
SUENATU	1	20	0,11424	0,52	99,54
ESPROT	1	21	0,07422	0,34	99,88
SUEERO	1	22	0,02655	0,12	100

Para la determinación del número de componentes a retener, se consideran conjuntamente el criterio de la raíz latente y el del contraste de caída. Según el primero se retienen los ocho componentes con autovalor (raíz característica) mayor a la unidad. El denominado "gráfico de sedimentación" (Figura 5.4) muestra un suave punto de inflexión al considerar el octavo componente, hecho que apoya la decisión de, según el criterio del contraste de caída, seleccionar también los primeros ocho componentes.

330. El procedimiento generalizado consiste en la agregación de los resultados obtenidos para cada subsistema, consiguiéndose un índice global. No obstante, dicho índice se aleja del objetivo del mantenimiento de cierto grado de significación o explicabilidad, en favor de una mayor aplicabilidad o facilidad de cálculo.

Figura 5.4. Gráfico de Sedimentación para el ACP Ambiental



El ACP ambiental retiene ocho componentes, o lo que es lo mismo, ocho combinaciones lineales de los indicadores normalizados, independientes entre sí, que recogen al menos la variancia completa de un indicador cada uno. De hecho, en conjunto explican el 72,21% de la variancia total observada en los veintidós indicadores iniciales, porcentaje suficiente para justificar el uso de estos componentes, en lugar de los indicadores iniciales, para elaborar una medida sintética en el subsistema ambiental. La matriz de componentes resultante es la siguiente (Cuadro 5.27):

Cuadro 5.27. Matriz de componentes del ACP ambiental

Variable	Componente							
	1	2	3	4	5	6	7	8
AREDABAS	-0,783							
REDSANE	0,769							
POBDEPUR	0,601							
RECOVID	0,558							
CONTRSU	0,508							
AGUARED		-0,712						
CONTPAP	0,433	0,575						
RUIDOD		0,574						
RUIDON	-0,467	0,573						
RSU		-0,495						
CONSAGUA		-0,418						
OZONO			0,642					
RECOPAP			0,584					
PSS				0,811				
CONSELEC				0,710				
INMISATM			0,442		-0,557			
SUEERO	0,453				0,491			
ESPROT						0,651		
SUENATU						0,581		
RECOPILA							0,772	
CONTVID			0,494					0,520
PERDAGUA								0,470

En el Cuadro 5.27 se muestran las cargas factoriales más elevadas, facilitando la identificación de los indicadores más correlacionados con cada componente. Ya se ha señalado que no siempre es posible asignar un nombre o etiqueta precisa a los componentes obtenidos como resultado directo del ACP, al ser en definitiva una combinación lineal de un conjunto de variables iniciales. El Anexo 2 se centra precisamente en la verificación de los supuestos necesarios para el Análisis Factorial y la interpretación de los componentes obtenidos tras realizar un análisis de este tipo para cada subsistema considerado.

A partir de los coeficientes calculados en el ACP[331] se determinan las puntuaciones tipificadas en las ocho componentes retenidas de los casos considerados.

A continuación se construye el índice "CPAmb" según el procedimiento descrito inicialmente. La ordenación de los valores obtenidos (Cuadro 5.28) permite establecer una primera jerarquización de los municipios en términos del desarrollo ambiental desde la óptica considerada de la sostenibilidad relativa.

En el Cuadro 5.28 se constata que desde el punto de vista ambiental, a la luz de los indicadores recogidos, la mejor posición relativa es ocupada por Granada, seguida a casi dos puntos decimales por

331. Se recuerda que estos coeficientes para el cálculo de las puntuaciones son obtenidos directamente por el ACP y no a través de estimaciones como en el caso del Análisis Factorial propiamente dicho.

Roquetas de Mar[332] y a tres de Fuengirola. Destaca el hecho de que todas las ciudades de marcada especialidad turística (Torremolinos, Marbella) están posicionadas en los mejores valores de la tabla, así como gran parte de las ciudades pequeñas. Las capitales de provincia y en general las ciudades clasificadas como grandes obtienen valores por debajo de la media (valor cero), como Jaén (en la media), Sevilla y Málaga. Las penúltimas posiciones son para municipios pequeños como Los Palacios y Villafranca, Utrera y Écija, siendo Alcalá de Guadaira el último municipio en esta escala.

Las capitales de provincia y en general las ciudades clasificadas como grandes obtienen valores por debajo de la media (valor cero) como Jaén (en la media), Sevilla y Málaga. Los penúltimos puestos en este índice de desarrollo ambiental son para municipios pequeños como Los Palacios y Villafranca, Utrera y Écija, los cuales también ocupan las últimas posiciones en indicadores individuales relativos a recogida selectiva, población asistida por depuradora y suelos naturales. Alcalá de Guadaira, el primer municipio en consumo eléctrico *per capita* y entre los primeros en niveles de ruido y contaminación atmosférica por PPS, queda en el último lugar de esta escala.

Cuadro 5.28. Resultados ordenados del CPAmb

Municipio	CPAmb
Sobre la media	
Granada	0,898
Roquetas de Mar	0,712
Fuengirola	0,601
Almería	0,465
Ronda	0,416
Mijas	0,373
Torremolinos	0,350
Andújar	0,337
Motril	0,321
Estepona	0,317
Marbella	0,289
Cádiz	0,127
Puerto Real	0,124
San Fernando	0,030
Sanlúcar de Barrameda	0,017
Chiclana de la Frontera	0,015
Jaén	0,009

CONTINÚA

332. En esta ordenación sobre la calidad ambiental del medio urbano no se reflejan otros factores como la escasez de agua, los residuos de la agricultura bajo plásticos, etc. las cuales incidirían negativamente en la posición de Roquetas de Mar.

Cuadro 5.28. Resultados ordenados del CPAmb

CONTINUACIÓN

Municipio	CPAmb
Bajo la media	
Sevilla	-0,010
Málaga	-0,018
Linares	-0,033
Jerez de la Frontera	-0,061
Huelva	-0,075
Ejido (El)	-0,080
Mairena del Aljarafe	-0,092
Córdoba	-0,130
Antequera	-0,206
Ubeda	-0,232
Algeciras	-0,275
Lucena	-0,330
Vélez-Málaga	-0,343
Dos Hermanas	-0,353
Línea de la Concepción	-0,363
Puerto de Santa María	-0,407
Palacios y Villafranca	-0,480
Utrera	-0,534
Écija	-0,603
Alcalá de Guadaira	-0,777

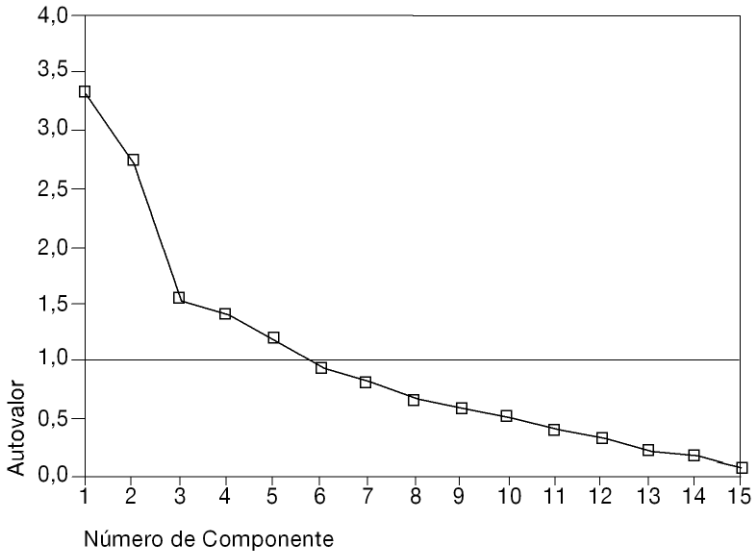
En referencia al ACP del subsistema urbanístico, los componentes resultantes son los reflejados en el Cuadro 5.29.

De los 15 componentes que se pueden obtener se retienen los cinco primeros al tener un valor propio superior a la unidad, decisión que también puede mantenerse mediante el uso del criterio del contraste de caída a partir del gráfico de sedimentación (Figura 5.5).

Cuadro 5.29. Obtención de los componentes principales del subsistema urbanístico

Variable	Comunalidad	Componente	Autovalor	% de lavariancia	% acumulado
SUEURBAN	1	1	3,33743	22,25	22,25
CBICI	1	2	2,75669	18,38	40,63
VEHHAB	1	3	1,55045	10,34	50,96
BUSHAB	1	4	1,41508	9,43	60,40
TAXIHAB	1	5	1,20429	8,03	68,43
DISTCAP	1	6	0,93913	6,26	74,69
VIVIHAB	1	7	0,82120	5,47	80,16
NVIVPO	1	8	0,66224	4,41	84,58
NVILIB	1	9	0,58870	3,92	88,50
VERDHAB	1	10	0,51539	3,44	91,94
VIREHPRO	1	11	0,39592	2,64	94,58
IBIRECIB	1	12	0,34255	2,28	96,86
JARDHIST	1	13	0,21847	1,46	98,32
EDI5091	1	14	0,17526	1,17	99,49
ORDENAN	1	15	0,07722	0,51	100

Figura 5.5. Gráfico de Sedimentación para el ACP Urbanístico



Según el criterio del contraste de caída, estaría en cierto modo justificado seleccionar únicamente los dos componentes iniciales. No obstante, es preferible mantener cierta homogeneidad en los ACP realizados y retener en este caso cinco componentes que suponen el 68,43% de la variancia explicada. Las cargas factoriales más importantes se recogen en el cuadro 5.30.

Cuadro 5.30. Matriz de Componentes del ACP Urbanístico

Variable	Componente				
	1	2	3	4	5
VIVIHAB	-0,854				
VEHHAB	0,792				
EDI5091	0,706				
NVILIB	-0,657				
VIREHPRO	0,528				
BUSHAB	0,527	0,486			
TAXIHAB		0,739			
JARDHIST	0,555	0,606			
CBICI		0,574			0,562
DISTCAP		0,566	0,474		
NVIVPO			0,594		
VERDHAB			-0,546		
IBIRECIB			0,541		0,494
SUEURBAN				0,752	
ORDENAN				-0,578	

NOTA: Método de extracción: Análisis de componentes principales

A partir de las puntuaciones calculadas se elabora el índice que refleja los componentes del desarrollo para el subsistema urbanístico "CPUrb", obteniéndose la siguiente ordenación (Cuadro 5.31).

Cuadro 5.31. Resultados ordenados del CPUrb

Municipio	CPAmb
Sobre la media	
Cádiz	1,492
Granada	1,077
Sevilla	0,750
Puerto Real	0,662
Málaga	0,659
Puerto de Santa María	0,497
Jerez de la Frontera	0,434
San Fernando	0,386
Córdoba	0,267
Ronda	0,113
Dos Hermanas	0,108
Sanlúcar de Barrameda	0,089
Almería	0,064
Antequera	0,051
Línea de la Concepción	0,042
Alcalá de Guadaira	0,037
Lucena	0,009
Bajo la media	
Écija	-0,002
Huelva	-0,010
Chiclana de la Frontera	-0,094
Jaén	-0,098
Marbella	-0,112
Estepona	-0,288
Motril	-0,304
Linares	-0,307
Fuengirola	-0,376
Palacios y Villafranca	-0,399
Utrera	-0,401
Mairena del Aljarafe	-0,428
Torremolinos	-0,433
Línea de la Concepción	-0,438
Ejido (El)	-0,446
Andújar	-0,465
Algeciras	-0,468
Úbeda	-0,520
Roquetas de Mar	-0,564
Mijas	-0,582

Cádiz y Granada son los municipios con mejores puntuaciones relativas y a considerable distancia del resto de casos, hecho que permite su consideración como valores extremos. El transporte público, los jardines y edificios históricos y los valores catastrales influyen muy favorablemente en el lugar que ocupan estos municipios. En la ordenación resultante es clara la mejor posición ocupada por las capitales de provincia y ciudades grandes, prácticamente todos los casos de la provincia de Cádiz, salvo Algeciras que, a pesar de su tamaño demográfico, ocupa la cuarta posición por el final, influenciado por su escasez de viviendas y construcción de nuevas viviendas, así como los menores valores catastrales medios.

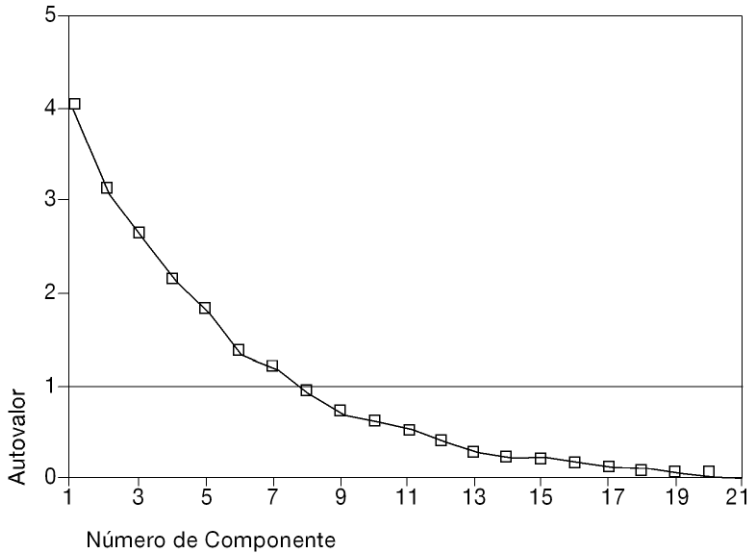
Los municipios turísticos como Marbella, Torremolinos, Roquetas de Mar (segundo en el índice ambiental) o Mijas (último valor) están todos por debajo de la media en este índice urbanístico, derivado de sus menores valores en indicadores como el transporte público, la rehabilitación de viviendas y los edificios históricos en algunos casos.

Cuadro 5.32. Obtención de los componentes principales de las variables del subsistema demográfico

Variable	Comunalidad	Componente	Autovalor	% de lavariancia	% acumulado
POB9199	1	1	4,07517	19,41	19,41
POBM20	1	2	3,14203	14,96	34,37
POBMY65	1	3	2,67001	12,71	47,08
DENSPOB	1	4	2,16487	10,31	57,39
CREVEGE	1	5	1,86553	8,88	66,27
POBEXTRA	1	6	1,40246	6,68	72,95
MIGRANET	1	7	1,20514	5,74	78,69
TANALF	1	8	0,95392	4,54	83,23
PSINEST	1	9	0,72715	3,46	86,70
PPRIM	1	10	0,62557	2,98	89,68
ALBASPRO	1	11	0,52140	2,48	92,16
ALSECPRO	1	12	0,40931	1,95	94,11
ALADUPRO	1	13	0,29971	1,43	95,53
LECTOBIB	1	14	0,23525	1,12	96,65
DEFCARDI	1	15	0,22376	1,07	97,72
DEFRESPI	1	16	0,16855	0,80	98,52
DEFMEN1	1	17	0,13126	0,63	99,15
DEFME30	1	18	0,08519	0,41	99,55
DEF3060	1	19	0,05643	0,27	99,82
PARTILOC	1	20	0,03034	0,14	99,97
PARTIGEN	1	21	0,00696	0,03	100

Siete componentes son retenidos con los cuales se consigue explicar el 78,69% de la variancia total, siendo el subsistema mejor explicado entre todos los ACP realizados. El gráfico de sedimentación obtenido es el recogido en la Figura 5.6.

Figura 5.6. Gráfico de Sedimentación para el ACP Demográfico



Las cargas factoriales más significativas, mostrando la correlación entre los componentes y cada uno de los indicadores, se presentan en el Cuadro 5.33.

Cuadro 5.33. Matriz de Componentes del ACP Demográfico

Variable	Componente						
	1	2	3	4	5	6	7
DEF3060	-0,821						
POBMY65	0,806						
PARTIGEN	-0,702			0,453			
POB9199	0,687			0,473	0,403		
PARTILOC	-0,605			0,458			
MIGRANET	0,554	0,537	0,411				
POBM20		-0,729					
DEFME30	-0,463	0,530					
TANALF	0,402	0,466					
DEFRESPI			-0,787				
DEFCARDI			-0,741				
LECTOBIB			0,605				
PPRIM				0,573	-0,558		
ALBASPRO				-0,542			
PSINEST		0,408		0,516	-0,404		
CREVEGE					-0,564		0,514
POBEXTRA		0,436			0,503		
DEFMEN1					0,482		0,401
ALSECPRO			-0,448			0,594	
ALADUPRO		-0,426				0,473	
DENSPOB		0,449		-0,485			-0,487

NOTA: Método de extracción: Análisis de componentes principales

El índice elaborado a partir de las puntuaciones de los componentes se denomina "CPDemo" y muestra la siguiente ordenación de los municipios (Cuadro 5.34):

Cuadro 5.34. Resultados ordenados del CPDemo

Municipio	CPDemo
Sobre la media	
Mijas	1,028
Roquetas de Mar	0,920
Torremolinos	0,858
Marbella	0,736
Mairena del Aljarafe.	0,384
Málaga	0,368
Dos Hermanas	0,348
Sevilla	0,334
Fuengirola	0,311
Estepona	0,243
Jaén	0,091
Huelva	0,084
Ejido (El)	0,071
Puerto de Santa María	0,040
Chiclana de la Frontera	0,018
Bajo la media	
Granada	-0,016
Almería	-0,050
Puerto Real	-0,052
Motril	-0,089
Córdoba	-0,098
Alcalá de Guadaira	-0,106
Jerez de la Frontera	-0,166
Línea de la Concepción	-0,189
Antequera	-0,225
Algeciras	-0,226
Lucena	-0,280
Linares	-0,299
Sanlúcar de Barrameda	-0,329
Ronda	-0,330
Vélez-Málaga	-0,343
San Fernando	-0,345
Andújar	-0,347
Úbeda	-0,359
Ecija	-0,434
Cádiz	-0,444
Utrera	-0,472
Palacios y Villafranca	-0,638

En este índice destaca el hecho de que los cuatro primeros lugares, a considerable distancia del resto, corresponden a ciudades turísticas y por tanto con un importante componente de población flotante o estacional (máximos valores en el indicador de población extranjera). Por regla general, las ciudades grandes y capitales de provincia ocupan las mejores posiciones (salvo el caso de Cádiz), gracias a sus valores en indicadores como el crecimiento poblacional o las migraciones netas.

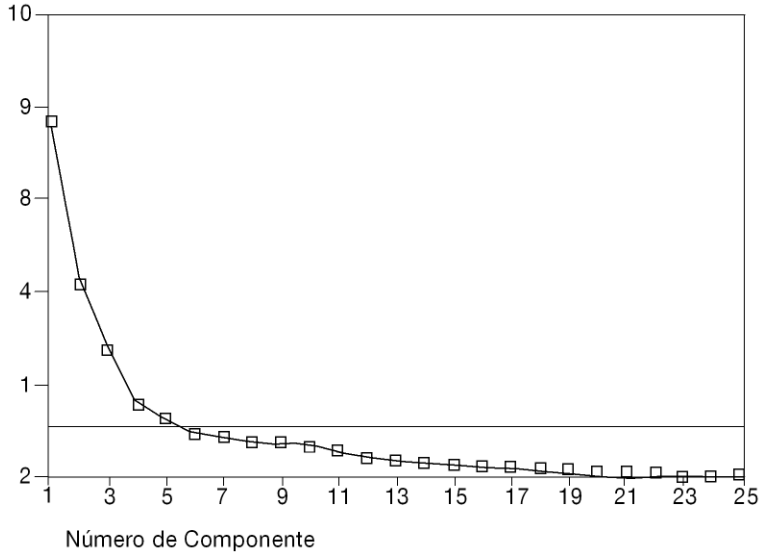
Finalmente, para el subsistema económico se derivan los siguientes componentes (Cuadro 5.35):

Cuadro 5.35. Obtención de los componentes principales de las variables del subsistema económico

Variable	Comunalidad	Componente	Autovalor	% de la variancia	% acumulado
CAMASHOS	1	1	7,70239	30,81	30,81
CENATESP	1	2	4,17173	16,69	47,50
CENATPRI	1	3	2,86603	11,46	58,96
FARMAC	1	4	1,59888	6,40	65,36
TELEFON	1	5	1,30755	5,23	70,59
RDSI	1	6	1,23190	4,93	75,51
SUPCOMER	1	7	0,92387	3,70	79,21
OFIFINAN	1	8	0,76020	3,04	82,25
RESTAUR	1	9	0,72619	2,90	85,15
PLAZHOT	1	10	0,68298	2,73	87,89
BUTCINE	1	11	0,60347	2,41	90,30
BIBPUB	1	12	0,48326	1,93	92,23
DEPCONV	1	13	0,40935	1,64	93,87
DEPNCONV	1	14	0,33426	1,34	95,21
RFD	1	15	0,30361	1,21	96,42
IRPF	1	16	0,25513	1,02	97,44
PAROHAB	1	17	0,20638	0,83	98,27
PAROFEM	1	18	0,15522	0,62	98,89
PARO1624	1	19	0,10434	0,42	99,31
INVEREG	1	20	0,05776	0,23	99,54
ESTAB	1	21	0,04907	0,20	99,73
CENTROID	1	22	0,02481	0,10	99,83
CBASICA	1	23	0,01716	0,07	99,90
CSECUNDA	1	24	0,01397	0,06	99,96
CADULT	1	25	0,01049	0,04	100

Se retienen seis componentes explicativos del 75,5% de la variabilidad conjunta observada en los 25 indicadores económicos. En el gráfico de sedimentación se podrían no obstante seleccionar tres componentes, si bien se eligen también seis para ganar en explicabilidad del análisis (Figura 5.7).

Figura 5.7. Gráfico de Sedimentación para el ACP Económico



Estos seis componentes conforman la siguiente matriz factorial (Cuadro 5.36), donde se aprecia que el primer componente que explica casi un 31% de la variancia, está muy correlacionado con trece de las veinticinco variables consideradas. Este hecho es bastante frecuente al aplicar el ACP a variables de índole económica (Uriel, 1995).

Cuadro 5.36. Matriz de Componentes del ACP Demográfico

Variable	Componente					
	1	2	3	4	5	6
ESTAB	0,908					
TELEFON	0,847	0,411				
DEPCONV	0,846					
RESTAUR	0,842					
RDSI	0,837					
PARO1624	0,774					
RFD	0,744					
PLAZHOT	0,717					
PAROHAB	0,680		0,468			
PAROFEM	0,676					
DEPNCONV	0,637				0,402	
OFIFINAN	0,621	0,517				
CADULT	0,433				-0,427	
IRPF		0,811				
CAMASHOS		0,727	0,428			
FARMAC		0,721				
CSECUNDA	0,477	-0,631				
CENTROID		0,608				-0,479
CENATPRI		-0,591	0,570			
CENATESP			0,589			0,406
CBASICA			0,509			0,470
BIBPUB			0,444			
SUPCOMER				0,703		
INVEREG				0,563	-0,415	
BUTCINE			0,427		0,750	

NOTA: Método de extracción: Análisis de componentes principales

El índice elaborado para este subsistema (CPEcon) muestra la siguiente jerarquización de municipios (Cuadro 5.37):

Cuadro 5.37. Resultados ordenados del CPEcon

Municipio	CPEcon
Sobre la media	
Marbella	1,316
Torremolinos	0,835
Fuengirola	0,675
Granada	0,663
Roquetas de Mar	0,574
Ejido (El)	0,535
Jaén	0,497
Mijas	0,467
Almería	0,400
Estepona	0,312
Sevilla	0,239
Huelva	0,224
Málaga	0,162
Puerto de Santa María	0,146
Ubeda	0,133
Córdoba	0,120
Linares	0,092
Motril	0,085
Ronda	0,055
Bajo la media	
Jerez de la Frontera	-0,058
Cádiz	-0,082
Antequera	-0,109
Vélez-Málaga	-0,138
San Fernando	-0,267
Andújar	-0,329
Algeciras	-0,345
Puerto Real	-0,380
Dos Hermanas	-0,398
Línea de la Concepción	-0,411
Mairena del Aljarafe.	-0,433
Ecija	-0,462
Lucena	-0,486
Chiclana de la Frontera	-0,505
Alcalá de Guadaira	-0,514
Sanlúcar de Barrameda	-0,679
Palacios y Villafranca	-0,943
Utrera	-0,989

De nuevo, son los municipios turísticos y las capitales provinciales las que se posicionan en los mejores lugares de la ordenación en base a los factores económicos. Este índice se centra básicamente en indicadores de equipamiento, renta, mercado y empleo relativizados por el número de habitantes. Este hecho hace que Sevilla o Málaga, auténticos centros de actividad regional en términos absolutos, no ocupen exactamente los primeros lugares de la tabla, al haberse anulado el "efecto escala" relativizando los indicadores entre la población o el número de establecimientos por ejemplo. Las variables que más peso tienen en este sintético son las oficinas financieras, las líneas RDSI, los establecimientos, la renta, el paro juvenil y los restaurantes, entre otros.

5.4.1.2. ACP Global

Tras calcular los cuatro índices representando sendas medidas acerca de los niveles de desarrollo en cada subsistema, se elabora el indicador sintético global a partir de las variables más correlacionadas con los índices anteriores, tal y como se comenta al inicio de este epígrafe.

Con esta forma de elaborar el indicador sintético se consiguen evitar los problemas derivados de la falta de homogeneidad y pérdida de explicabilidad derivados de otras opciones como la agregación directa de los índices de los subsistemas o bien de una selección de componentes para cada uno de estos índices.

En el Cuadro 5.38 se presentan los indicadores seleccionados para cada subsistema[333]. Se puede observar, que esta selección delimita el perfil o la orientación del índice global obtenido. Dado que se usan criterios basados en la correlación lineal, se intenta así minimizar la subjetividad en la selección de los indicadores que conforman el índice global. En este caso resulta evidente el mayor peso del subsistema económico con doce indicadores, seguido del urbanístico con seis y el ambiental y demográfico con cinco indicadores.

Desde el punto de vista ambiental, este índice se centra en indicadores de respuesta en términos de equipamiento ambiental así como una medida de los espacios naturales existentes. Los indicadores urbanísticos hacen referencia al paisaje urbano y al transporte público fundamentalmente. Los demográficos se limitan al crecimiento demográfico, la tasa de analfabetismo y defunciones de 30 a 60 años. Finalmente, los indicadores económicos recogidos inciden sobre los equipamientos de telecomunicaciones, las oficinas financieras e indicadores de mercado, la renta, indicadores de empleo y de equipamientos deportivos.

333. Tras realizar un contraste bilateral sobre la significación del coeficiente de correlación a un nivel de significación del 1% se seleccionan aquellos indicadores con correlaciones superiores a 0,42.

Cuadro 5.38. Indicadores seleccionados para el ACP Global

Variable	CPAmb	CPUrb	CPDemo	CPEcon
CONTRSU	0,623			
RECOVID	0,594			
CONTPAP	0,592			
CONTVID	0,535			
SUENATU	0,535			
JARDHIST		0,700		
EDI5091		0,620		
BUSHAB		0,594		
TAXIHAB		0,548		
IBIRECIB		0,461		
DISTCAP		0,421		
MIGRANET			0,789	
POB9199			0,723	
POBEXTRA			0,716	
TANALF			0,533	
DEF3060			0,496	
TELEFON				0,849
OFIFINAN				0,806
RDSI				0,761
ESTAB				0,736
RFD				0,734
PARO1624				0,690
RESTAUR				0,631
DEPCONV				0,615
PLAZHOT				0,534
PAROHAB				0,481
SUPCOMER				0,447
DEPNCONV				0,435

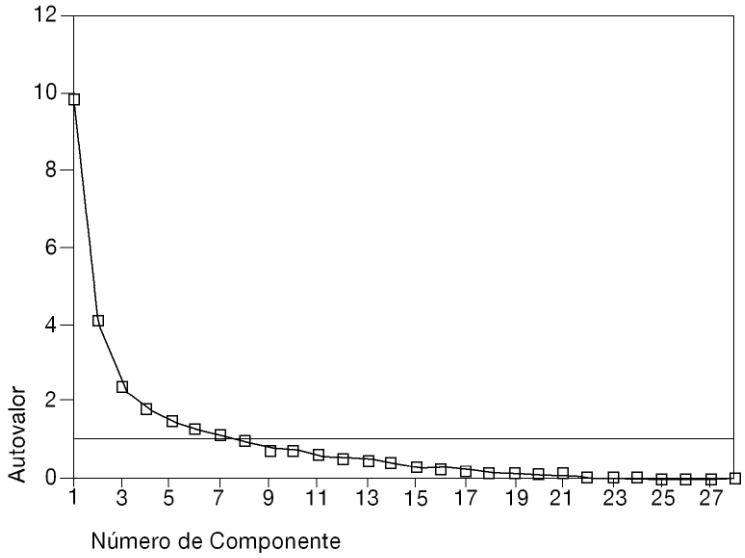
Los componentes obtenidos al aplicar el ACP a la selección de indicadores es la del Cuadro 5.39.

Cuadro 5.39. Obtención de los componentes principales de las variables del ACP Global

Variable	Comunalidad	Componente	Autovalor	% de la variancia	% acumulado
CONTRSU	1	1	9,88639	35,31	35,31
CONTPAP	1	2	4,10440	14,66	49,97
CONTVID	1	3	2,37262	8,47	58,44
RECOVID	1	4	1,79957	6,43	64,87
SUENATU	1	5	1,50081	5,36	70,23
BUSHAB	1	6	1,33824	4,78	75,01
TAXIHAB	1	7	1,12957	4,03	79,04
DISTCAP	1	8	0,95263	3,40	82,44
IBIRECIB	1	9	0,73904	2,64	85,08
JARDHIST	1	10	0,73240	2,62	87,70
EDI5091	1	11	0,60909	2,18	89,87
POB9199	1	12	0,51191	1,83	91,70
POBEXTRA	1	13	0,48256	1,72	93,43
MIGRANET	1	14	0,38926	1,39	94,82
TANALF	1	15	0,31514	1,13	95,94
DEF3060	1	16	0,26781	0,96	96,90
TELEFON	1	17	0,23304	0,83	97,73
RDSI	1	18	0,17836	0,64	98,37
SUPCOMER	1	19	0,11907	0,43	98,79
OFIFINAN	1	20	0,08280	0,30	99,09
RESTAUR	1	21	0,07834	0,28	99,37
PLAZHOT	1	22	0,06482	0,23	99,60
DEPCONV	1	23	0,04471	0,16	99,76
DEPNCONV	1	24	0,02346	0,08	99,84
RFD	1	25	0,01641	0,06	99,90
PAROHAB	1	26	0,01478	0,05	99,95
PARO1624	1	27	0,00704	0,03	99,98
ESTAB	1	28	0,00571	0,02	100

Considerando aquellos componentes con autovalores superiores a la unidad se retienen un total de siete componentes los cuales explican el 79,04% de la variancia observada, un porcentaje muy elevado. En la Figura 5.8 se presenta el gráfico de sedimentación obtenido. Se constata que si se partiera únicamente del criterio del contraste de caída, se podrían seleccionar los primeros dos componentes, explicando cerca del 50% de la variancia total. No obstante, se conjugan ambos criterios en beneficio de una mayor explicabilidad.

Figura 5.8. Gráfico de Sedimentación para el ACP Global



El Cuadro 5.40 se refiere a las cargas factoriales más relevantes de los siete componentes seleccionados.

Cuadro 5.40. Matriz de Componentes del ACP Global

Variable	Componente						
	1	2	3	4	5	6	7
TELEFON	0,902						
RDSI	0,877						
DEPCONV	0,865						
ESTAB	0,863						
CONTPAP	0,818						
RESTAUR	0,812				-0,420		
POBEXTRA	0,761						
RFD	0,729						
PLAZHOT	0,719						
PARO1624	0,704						
DEPNCONV	0,690						
POB9199	0,659	-0,481					
MIGRANET	0,649						
OFIFINAN	0,609	0,555					
PAROHAB	0,558		0,529		0,438		
JARDHIST		0,782					
TAXIHAB		0,768					
BUSHAB		0,690					
RECOVID		0,524					
EDI5091	-0,492	0,503				0,403	
DISTCAP		0,450					0,403
DEF3060			0,710				
IBIRECIB			-0,562				
TANALF	0,451		-0,515				
SUPCOMER				0,663		-0,407	
CONTVID	0,417			-0,596			
CONTRSU	0,494					0,553	
SUENATU	0,421				0,402		-0,477

Obtenidas las puntuaciones de los siete componentes para los municipios considerados se elabora el índice CPGlobal siguiendo los pasos especificados. La ordenación resultante es la del Cuadro 5.41.

Cuadro 5.41. Resultados ordenados del CPGlobal

Municipio	CPGlobal
Sobre la media	
Marbella	1,169
Granada	1,036
Fuengirola	0,832
Mijas	0,829
Torremolinos	0,739
Estepona	0,625
Roquetas de Mar	0,578
Almería	0,563
Sevilla	0,354
Jaén	0,351
Ejido (El)	0,344
Málaga	0,300
Córdoba	0,107
Andújar	0,077
Lucena	0,060
Huelva	0,054
Jerez de la Frontera	0,038
Bajo la media	
Ronda	-0,017
Cádiz	-0,036
Vélez-Málaga	-0,066
Úbeda	-0,080
Motril	-0,096
Antequera	-0,115
Linares	-0,179
Alcalá de Guadaira	-0,422
Puerto de Santa María	-0,434
San Fernando	-0,469
Mairena del Aljarafe.	-0,487
Algeciras	-0,503
Palacios y Villafranca	-0,515
Chiclana de la Frontera	-0,515
Dos Hermanas	-0,540
Puerto Real	-0,580
Écija	-0,612
Línea de la Concepción	-0,698
Sanlúcar de Barrameda	-0,727
Utrera	-0,963

Al elaborar un indicador sintético de desarrollo a partir de indicadores pertenecientes a ámbitos tan distintos como los ambientales respecto de los económicos se producen "efectos balance" o compensatorios que pueden llegar a modificar completamente las ordenaciones obtenidas con anterioridad[334].

En este caso se obtienen resultados bastante coherentes con los respectivos análisis parciales, ocupando Marbella (mejor posición en el CPEcon), Granada (mejor posición en el CPAmb) y Fuengirola (tercera posición en CPEcon y CPAmb) los primeros puestos. A raíz de este cuadro, se puede afirmar que los municipios turísticos costeros, junto a las capitales de provincia son las ciudades con unos niveles de desarrollo más elevados, considerando implícito el concepto de sostenibilidad relativa y basado en la creación de capacidad, comentado en el punto 5.1.1.

Por provincias, destacar que prácticamente todos los municipios malagueños están por encima de los valores medios, salvo Ronda (en la media), Vélez-Málaga y Antequera. Almería tiene los dos municipios (la capital y El Ejido) también sobre la media. De la provincia de Cádiz, únicamente Jerez de la Frontera supera el valor medio.

5.4.2. Índice a partir del Análisis de la DP_2

La segunda técnica multivariante aplicada para la reducción de datos es el Análisis de la Distancia P_2 (ADP_2) descrita en el capítulo cuarto[335].

Al igual que con el ACP, se realiza un cambia de signo en los indicadores que presumiblemente afectan negativamente al concepto de medida de cada subsistema. Asimismo, en la construcción del índice final a partir del ADP_2, se procede también en dos etapas, hecho que permite la obtención de índices parciales para cada subsistema, así como una mayor homogeneidad con el procedimiento realizado en el ACP anterior.

Obtenidos a través del ADP_2 en un primer paso los índices parciales referidos a los subsistemas ambiental, urbanístico, demográfico y económico, se construye el índice global a partir de la aplicación del ADP_2 a los indicadores más correlacionados con los respectivos índices parciales.

La aplicación de la Distancia P_2 iterada permite la jerarquización de los indicadores en función a la información nueva que aportan, así como la conclusión de una medida sintética promedio de las distancias a un sistema de referencia especificado.

En este análisis, se eligen como referencias precisamente aquellos valores máximos observados para cada indicador. Esta decisión se toma considerando los comentarios incluidos en capítulos anteriores, en particular aquellos centrados en la definición del concepto de sostenibilidad relativa y en los efectos de aplicar distintos valores de referencia (Bosch, 2001). Con ello se persigue la medición de las distancias a la situación ideal o teórica más favorable de las existentes, en línea con la sostenibilidad relativa, concepto de gran utilidad al analizar los indicadores de desarrollo sostenible local y definir las mejores prácticas o situaciones urbanas.

Los resultados obtenidos se exponen seguidamente para cada uno de los ADP_2 realizados.

5.4.2.1. ADP_2 por subsistemas

En el Cuadro 5.42 se muestran los valores obtenidos para la Distancia P_2 aplicada sobre el conjunto de indicadores ambientales, denominada DP_2Amb. Partiendo de la Distancia de Frechet inicial, se ha obtenido la convergencia en el orden de introducción de los indicadores a la cuarta iteración.

---

334. Una posibilidad para elaborar el índice es mediante la aplicación de técnicas como el escalamiento multidimensional considerando como input las tres ordenaciones anteriores. No obstante, en este caso se opta por eludir el problema derivado de la inconsistencia desde el punto de vista cardinal de esas ordenaciones previas, aplicando un nuevo ACP sobre la selección de indicadores.

335. Para la obtención de la Distancia P_2 se utiliza el programa FELIZ descrito en Zarzosa (1996).

Cuadro 5.42. Resultados ordenados del DP_2 Amb

Municipio	CPGlobal
Bajo la media	
Granada	22,726
Almería	27,671
Fuengirola	29,664
Andújar	32,400
Mijas	32,843
Ronda	33,006
Jerez de la Frontera	33,755
Motril	33,967
Roquetas de Mar	34,138
Málaga	34,452
Linares	34,666
Mairena del Aljarafe	34,745
San Fernando	34,855
Sanlúcar de Barrameda	34,932
Torremolinos	35,025
Marbella	35,407
Sevilla	36,584
Sobre la media	
Antequera	36,700
Cádiz	37,068
Córdoba	37,837
Línea de la Concepción	37,902
Chiclana de la Frontera	37,946
Úbeda	38,098
Jaén	38,150
Puerto Real	38,732
Huelva	38,831
Dos Hermanas	39,401
Puerto de Santa María	39,446
Algeciras	39,472
Estepona	40,047
Ejido	41,089
Utrera	41,469
Lucena	41,694
Palacios y Villafranca	41,956
Vélez-Málaga	42,177
Écija	42,621
Alcalá de Guadaira	43,256

NOTA: Nº iteraciones para convergencia: 4

En referencia a un hipotético caso delimitado por los mejores valores para cada indicador (valor de referencia: máximo), Granada se localiza en la primera posición a una considerable diferencia respecto del resto de municipios (prácticamente de cinco puntos). Las dos ciudades siguientes (Almería, Fuengirola) también aventajan al menos en dos puntos al resto. El municipio a más distancia del caso modelo de referencia es Alcalá de Guadaira. La pauta observada en esta ordenación de distancias muestra una gran heterogeneidad en cuanto al tamaño poblacional. Cádiz, Córdoba, Huelva y Jaén son las capitales que están a una distancia mayor a la media respecto a los valores de referencia.

En las cuestiones urbanísticas analizadas (Cuadro 5.43), Granada y Cádiz son los valores más cercanos al caso de referencia, siendo valores extremos de esta ordenación.

Cuadro 5.43. Resultados ordenados del DP_2Urb

Municipio	DP_2Urb
Bajo la media	
Granada	17,214
Cádiz	19,426
Málaga	22,224
Sevilla	23,212
Puerto Real	23,296
Jerez de la Frontera	23,539
San Fernando	25,078
Córdoba	25,236
Puerto de Santa María	25,427
Sanlúcar de Barrameda	27,128
Vélez-Málaga	27,188
Almería	27,379
Fuengirola	28,027
Dos Hermanas	28,034
Ronda	28,095
Écija	28,101
Antequera	28,187

CONTINÚA →

Cuadro 5.43. Resultados ordenados del DP_2Urb

CONTINUACIÓN

Municipio	DP_2Urb
Sobre la media	
Chiclana de la Frontera	28,429
Lucena	28,591
Alcalá de Guadaira	28,875
Huelva	29,267
Linares	30,096
Estepona	30,566
Torremolinos	30,785
Marbella	30,917
Jaén	31,117
Motril	31,283
Andújar	31,621
Roquetas de Mar	31,742
Mairena del Aljarafe	32,093
Algeciras	32,104
Úbeda	32,178
Línea de la Concepción	32,484
Palacios y Villafranca	32,674
Mijas	32,831
Utrera	32,878
Ejido	33,651

NOTA: Nº iteraciones para convergencia: 3

Se observa de nuevo una ordenación muy similar a la obtenida con la técnica del ACP, donde las capitales de provincia copan las primeras posiciones, salvo Huelva y Jaén que están por debajo de la distancia media. Los municipios pequeños muestran una tendencia al agrupamiento en las posiciones más alejadas.

Las mayores distancias respecto a los valores de referencia demográficos (Cuadro 5.44) son alcanzadas por San Fernando y Algeciras, siendo valores extremos altos. En el primer puesto está Roquetas de Mar, también como valor extremo, marcado por los indicadores como crecimiento demográfico o densidad de población. Las capitales de provincia se dividen en dos grupos. Aquellas situadas a una distancia mayor a la media (Almería, Granada y Cádiz) vienen influenciadas por los valores en los indicadores señalados, así como en defunciones menores a un año o participación en elecciones locales.

Cuadro 5.44. Resultados ordenados del DP_2Demo

Municipio	DP_2Demo
Bajo la media	
Roquetas de Mar	20,822
Torremolinos	22,705
Motril	23,731
Antequera	24,459
Huelva	24,691
Mijas	24,828
Fuengirola	25,001
Málaga	25,061
Marbella	25,346
Andújar	25,866
Dos Hermanas	25,93
Linares	26,068
Écija	26,129
Lucena	26,139
Mairena del Aljarafe	26,49
Jaén	26,765
Córdoba	27,205
Ronda	27,234
Ejido	27,296
Sevilla	27,536
Sobre la media	
Almería	27,831
Línea de la Concepción	28,079
Alcalá de Guadaira	28,159
Puerto de Santa María	28,232
Estepona	28,381
Vélez-Málaga	28,406
Granada	28,532
Jerez de la Frontera	29,107
Cádiz	29,535
Palacios y Villafranca	30,355
Puerto Real	30,644
Úbeda	30,807
Utrera	31,422
Chiclana de la Frontera	31,852
Sanlúcar de Barrameda	33,657
San Fernando	34,167
Algeciras	34,327

NOTA: Nº iteraciones para convergencia: 8

En el índice elaborado para los indicadores económicos (Cuadro 5.45) se destaca la asociación de mayores niveles de desarrollo relativo a los municipios turísticos, así como a las capitales de provincia (salvo Cádiz que está a una distancia superior a la media).

Cuadro 5.45. Resultados ordenados del DP_2Econ

Municipio	DP_2Econ
Bajo la media	
Marbella	17,771
Torremolinos	19,105
Fuengirola	20,045
Ejido	21,266
Roquetas de Mar	21,613
Granada	23,249
Mijas	23,508
Estepona	23,984
Almería	24,001
Sevilla	24,456
Antequera	24,475
Jaén	25,436
Motril	25,57
Córdoba	25,794
Huelva	26,022
Jerez de la Frontera	26,074
Málaga	26,302
Andújar	26,54
Úbeda	27,034

CONTINÚA →

Cuadro 5.45. Resultados ordenados del DP_2Econ

CONTINUACIÓN

Municipio	DP_2Econ
Sobre la media	
Ronda	27,901
Linares	28,069
Vélez-Málaga	28,327
Puerto de Santa María	28,343
Lucena	29,545
Écija	30,681
Algeciras	30,818
Cádiz	31,065
Alcalá de Guadaira	31,13
Dos Hermanas	31,174
San Fernando	31,639
Línea de la Concepción	31,713
Mairena del Aljarafe	32,031
Puerto Real	32,805
Chiclana de la Frontera	33,146
Sanlúcar de Barrameda	33,58
Palacios y Villafranca	33,889
Utrera	35,95

NOTA: Nº iteraciones para convergencia: 2

5.4.2.2. ADP_2 Global

Obtenidos los distintos índices parciales para cada subsistema se elabora el índice global a partir de los indicadores más correlacionados en valor absoluto con cada sintético (Cuadro 5.46). De nuevo se constata una mayor presencia de indicadores del ámbito económico, seguido del subsistema urbanístico, ambiental y finalmente demográfico, hecho que ha de considerarse a la hora de interpretar el alcance del índice final.

Cuadro 5.46. Indicadores seleccionados para el ADP_2Global

Variable	DP_2Amb	DP_2Urb	DP_2Demo	DP_2Econ
CONTRSU	0.506			
CONTVID	0.490			
RECOVID	0.466			
POBDEPUR	0.457			
RECOPAP	0.434			
SUENATU	0.426			
JARDHIST		0.680		
EDI5091		0.624		
BUSHAB		0.575		
TAXIHAB		0.549		
CBICI		0.517		
DISTCAP		0.429		
IBIRECIB		0.428		
DEFMEN1			0.549	
PSINEST			0.546	
POB9199			0.449	
PPRIM			0.434	
DEFCARDI			0.421	
ESTAB				0.815
TELEFON				0.798
PARO1624				0.791
OFIFINAN				0.789
RFD				0.774
RDSI				0.740
RESTAUR				0.658
PAROHAB				0.638
DEPCONV				0.619
PAROFEM				0.597
PLAZHOT				0.570
CADULT				0.472
DEPNCONV				0.437
BIBPUB				0.426

En el índice global (Cuadro 5.47) Torremolinos, que ocupa las segundas posiciones en los índices económico y demográfico, asciende a la primera posición al considerarse únicamente los indicadores seleccionados para el índice global, siendo clasificado como valor extremo. Fuengirola y Granada ocupan los siguientes puestos, clasificación influenciada por sus puntuaciones en el índice ambiental.

Se puede identificar un grupo de municipios caracterizados por una importante actividad económica y turística que, junto a Granada y en menor medida Almería, ocupan un mejor puesto en la ordenación final del índice de desarrollo sostenible relativo.

Cuadro 5.47. Resultados ordenados del DP_2Global

Municipio	DP_2Global
Bajo la media	
Torremolinos	17,926
Fuengirola	19,481
Granada	19,504
Roquetas de Mar	19,79
Marbella	20,559
Mijas	22,11
Almería	22,479
Estepona	24,091
Jaén	26,637
Málaga	26,844
Huelva	26,922
Antequera	27,044
Sevilla	27,283
Córdoba	27,55
Motril	27,885
Ejido	28,278
Sobre la media	
Jerez de la Frontera	29,072
Andújar	29,27
Mairena del Aljarafe	29,313
Ronda	29,322
Vélez-Málaga	29,994
Cádiz	30,61
Lucena	30,686
Úbeda	31,298
Linares	31,481
Puerto Real	31,698
Puerto de Santa María	31,731
Alcalá de Guadaira	32,113
Dos Hermanas	32,392
Chiclana de la Frontera	32,828
Algeciras	34,719
Écija	35,185
Línea de la Concepción	35,857
San Fernando	36,309
Palacios y Villafranca	36,726
Sanlúcar de Barrameda	37,327
Utrera	38,625

NOTA:Nº iteraciones para convergencia: 3

5.4.3. Índice a partir de la Agregación de Conjuntos Difusos

La tercera metodología multivariante aplicada para la elaboración de un índice de desarrollo sostenible es la Agregación de Conjuntos Difusos (ACD) propuesta en el capítulo anterior[336].

Independientemente del subsistema analizado, los pasos a realizar son los siguientes: selección de indicadores, normalización, definición y caracterización de la variable lingüística, cálculo de los valores de pertenencia y agregación.

Se parte de la matriz inicial de indicadores que se constituyen en las variables base del modelo difuso. Cada indicador es normalizado al intervalo en función a los valores de referencia observados, dado que se mantiene el objetivo de cuantificar la sostenibilidad débil (se permite la compensación entre indicadores) y relativa. Para ello se utilizan los valores máximos y mínimos alternativamente.

Si el valor de referencia es un máximo observado x^*_{max}:

$$N(x_i) \begin{cases} \dfrac{x_i - x_{min}}{x^*_{max} - x_{min}} & ; x_i < x^*_{max} \\ 1 & ; x_i \geq x^*_{max} \end{cases}$$

Si el valor de referencia es un mínimo observado x^*_{min}:

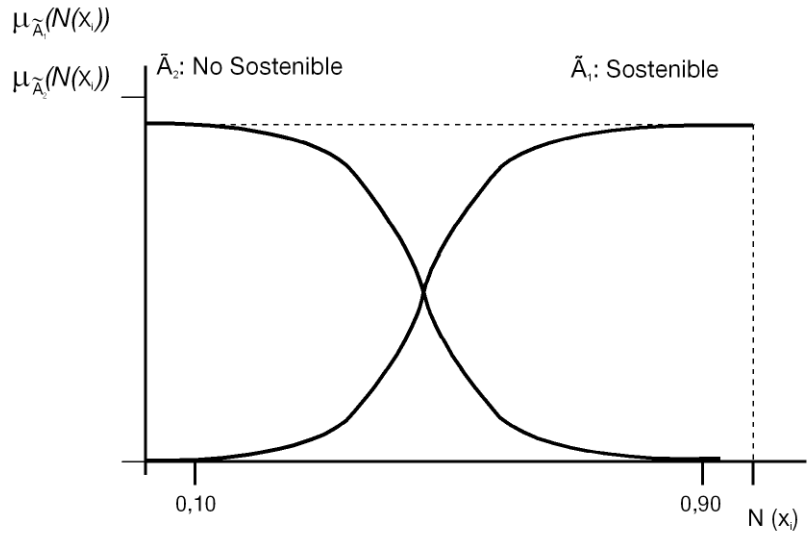
$$N(x_i) \begin{cases} 1 & ; x_i \leq x^*_{min} \\ \dfrac{x_{max} - x_i}{x_{max} - x^*_{min}} & ; x_i > x^*_{min} \end{cases}$$

Seguidamente, se define la variable lingüística $\tilde{A}$: "Sostenibilidad" como la evaluación difusa de la distancia de cada indicador al valor de referencia definido (en base al concepto operativo de desarrollo y sostenibilidad relativa). Esta variable tiene asociados dos valores lingüísticos: $\tilde{A}_1$ "Sostenible" y $\tilde{A}_2$ "No sostenible".

Para la forma funcional del conjunto difuso se selecciona la forma de S (Figura 5.9), siguiendo la propuesta de análisis similares (Silvert, 1997; Cornelissen *et al.*, 2001), dado que esta función incorpora un elevado grado de progresividad.

336. Para la caracterización de las funciones de pertenencia se ha utilizado el Fuzzy Logic Toolbox del programa MATLAB 6.0

Figura 5.9. Variable lingüística "Sostenibilidad"



La función de pertenencia para el indicador normalizado $N(x_i)$ en el conjunto difuso "Sostenible" es:

$$\mu_{\tilde{A}_1}(N(x_i)) = \begin{cases} 0 & ;N(x_i) \le 0,10 \\ 2\left(\frac{N(x_i)-0,1}{0,8}\right)^2 & ;0,10 \le N(x_i) \le 0,60 \\ 1-2\left(\frac{N(x_i)-0,1}{0,8}\right)^2 & ;0,60 < N(x_i) \le 0,90 \\ 1 & ;N(x_i) > 0,90 \end{cases}$$

El siguiente paso es la determinación de los valores de pertenencia parciales para los indicadores de cada subsistema. Un indicador tendrá una pertenencia elevada al conjunto "sostenible" si su valor normalizado es cercano al valor de referencia u objetivo. Se trata de clasificar, en términos difusos, la distancia al objetivo de la sostenibilidad relativa, contribuyendo a una mejor posición en los niveles de desarrollo para el municipio.

Por otra parte, para un indicador x_i con un valor $\mu_{\tilde{A}}(N(x_i))$ de pertenencia al conjunto difuso $\tilde{A}_1$: "Sostenible" se puede definir el valor de pertenencia $\mu_{\tilde{A}^C}(N(x_i))=1-\mu_{\tilde{A}}(N(x_i))$ para el conjunto complementario $\tilde{A}_2$:"No sostenible".

Estos resultados se agregan para obtener una medida sintética del grado de pertenencia genérica para los indicadores de cada subsistema al conjunto "Sostenible". En este sentido, se han de considerar aspectos como la ponderación y el grado de sustituibilidad o compensación.

Este paso necesita de la elección previa del operador de agregación adecuado. A partir del razonamiento recogido en el capítulo anterior, se selecciona por su versatilidad el operador promedio ponderado generalizado de Dubois y Prade (1985).

$$\mu_p = \left(\frac{\sum_i^n (w_i \mu_i(x))^\alpha}{\sum_{i=1}^n w_i} \right)^{1/\alpha} ;\alpha > 0$$

Donde n es el número total de indicadores iniciales dentro de cada subsistema, w_i son las ponderaciones para cada indicador y α es un factor de compensación.

En línea con la idea inicial de mantener la comparabilidad de los resultados entre los análisis realizados anteriormente, en este caso se asignan ponderaciones idénticas a todos los indicadores normalizados $(w_i=1)$.

El grado de sustituibilidad entre indicadores viene especificado en este operador por el parámetro α. Cuando $\alpha \to 0$, la compensación es nula, siendo plena o completa cuando $\alpha \to +\infty$. En esta aplicación se opta por una posición intermedia entre ambas, pero más conservadora que la plena sustituibilidad, adoptándose un valor de $\alpha=0,40$.

Finalmente para cada municipio se obtiene un nivel de pertenencia agregada al conjunto "sostenible" cuyo

valor $\mu_{\bar{p}}$ permite evaluar el "grado de desarrollo" del mismo en el subsistema específico, bajo la consideración del concepto de sostenibilidad relativa de partida. Es precisamente μ_p el índice difuso para cada subsistema. Para elaborar el índice difuso global se procederá igualmente, sobre la base de la selección de indicadores más correlacionados con cada índice por subsistemas.

5.4.3.1. ACD por subsistemas

Para los indicadores ambientales, el análisis específico de la agregación de conjuntos difusos arroja los siguientes valores de pertenencia agregados, los cuales conforman el índice difuso denominado CDAmb (Cuadro 5.48).

Finalmente para cada municipio se obtiene un nivel de pertenencia agregada al con

Cuadro 5.48. Resultados ordenados del CDAmb

Municipio	CDAmb
Bajo la media	
Granada	0,790
Fuengirola	0,732
Mijas	0,721
Jerez de la Frontera	0,706
Ronda	0,705
Marbella	0,696
Almería	0,695
Andújar	0,686
Torremolinos	0,685
San Fernando	0,683
Málaga	0,672
Motril	0,670
Roquetas de Mar	0,655
Sanlúcar de Barrameda	0,653
Linares	0,652
Puerto Real	0,638
Huelva	0,637
Jaén	0,634
Bajo la media	
Cádiz	0,627
Córdoba	0,616
Ejido	0,614
Chiclana de la Frontera	0,613
Sevilla	0,606
Dos Hermanas	0,606
Mairena del Aljarafe	0,603
Puerto de Santa María	0,602
Antequera	0,597
Estepona	0,592
Algeciras	0,587
Línea de la Concepción	0,575
Úbeda	0,566
Palacios y Villafranca	0,564
Écija	0,542
Vélez-Málaga	0,538
Lucena	0,533
Alcalá de Guadaira	0,531
Utrera	0,530

El uso del α-*corte* permite discriminar entre diversos umbrales de pertenencia al conjunto difuso "Sostenible". De esta forma, se puede establecer que para niveles de α-*corte*$\geq$*0,7*, se encuentran los municipios clasificados como "sostenibles", desde el punto de vista ambiental, con un menor grado de borrosidad o incertidumbre difusa incorporada. En este caso son Granada, Fuengirola, Mijas, Jerez de la Frontera y Ronda. Los casos que ocupan las últimas posiciones tienen un menor grado de pertenencia al conjunto "Sostenible", en torno al 0,50. Por definición, estos municipios tienen también una pertenencia al conjunto "No sostenible" cercana a 0,50 también. No obstante, todos los municipios muestran pertenencias superiores a 0,50.

Para los indicadores del subsistema urbanístico se procede igualmente a obtener el índice difuso CDUrb (Cuadro 5.49).

Cuadro 5.49. Resultados ordenados del CDUrb

Municipio	CDUrb
Sobre la media	
Granada	0,629
Cádiz	0,628
Málaga	0,591
Jerez de la Frontera	0,562
San Fernando	0,560
Puerto Real	0,555
Sevilla	0,551
Vélez-Málaga	0,524
Fuengirola	0,522
Puerto de Santa María	0,513
Córdoba	0,493
Sanlúcar de Barrameda	0,477
Antequera	0,468
Chiclana de la Frontera	0,461
Almería	0,457
Ronda	0,441

CONTINÚA →

Cuadro 5.49. Resultados ordenados del CDUrb

CONTINUACIÓN

Municipio	CDUrb
Bajo la media	
Alcalá de Guadaira	0,432
Écija	0,429
Lucena	0,425
Torremolinos	0,419
Dos Hermanas	0,417
Estepona	0,416
Linares	0,412
Roquetas de Mar	0,380
Huelva	0,380
Marbella	0,379
Andújar	0,372
Motril	0,370
Úbeda	0,351
Mijas	0,344
Línea de la Concepción	0,344
Palacios y Villafranca	0,325
Mairena del Aljarafe	0,317
Jaén	0,313
Algeciras	0,295
Ejido	0,286
Utrera	0,285

En este caso, en términos agregados ningún municipio consigue un nivel de pertenencia superior a 0,63, mostrando por contrario una gran incertidumbre difusa pues los últimos municipios llegan incluso a valores de pertenencia inferiores a 0,30 lo que indica la dificultad para calificar su desarrollo de sostenible. Este hecho puede indicar un mayor grado de entropía existente en los indicadores analizados que se refleja en la elevada dispersión y reducidas pertenencias al conjunto difuso "Sostenible". Municipios como Granada, Cádiz y Málaga ocupan no obstante las tres primeras posiciones.

En los cuadros 5.50 y 5.51 se ofrecen respectivamente los resultados del índice difuso obtenido para los subsistemas demográfico (CDDemo) y económico (CDEcon).

Cuadro 5.50. Resultados ordenados del CDDemo

Municipio	CDDemo
Sobre la media	
Roquetas de Mar	0,710
Motril	0,687
Marbella	0,677
Huelva	0,653
Torremolinos	0,652
Fuengirola	0,652
Dos Hermanas	0,649
Almería	0,647
Málaga	0,646
Córdoba	0,640
Antequera	0,640
Mairena del Aljarafe	0,633
Écija	0,631
Puerto de Santa María	0,621
Sevilla	0,618
Linares	0,614
Mijas	0,613
Alcalá de Guadaira	0,609
Bajo la media	
Palacios y Villafranca	0,604
Estepona	0,602
Vélez-Málaga	0,602
Andújar	0,600
Ronda	0,599
Lucena	0,598
Puerto Real	0,596
Jerez de la Frontera	0,594
Granada	0,591
Ejido	0,590
Jaén	0,590
Línea de la Concepción	0,586
Chiclana de la Frontera	0,554
Cádiz	0,550
Utrera	0,547
San Fernando	0,538
Sanlúcar de Barrameda	0,500
Ubeda	0,498
Algeciras	0,483

En los aspectos demográficos se muestra cierta homogeneidad que redunda en una mayor claridad en la clasificación de los municipios dentro del concepto de sostenibilidad relativa examinado en términos agregados. Precisamente esa misma homogeneidad dificulta la identificación de patrones en la ordenación. No obstante, al igual que en el resto de índices difusos obtenidos, ningún municipio llega a alcanzar una pertenencia igual a la unidad. En este caso, si se establece el α-*corte*$\geq$*0,7* sólo un municipio supera ligeramente dicho umbral (Roquetas de Mar).

Cuadro 5.51. Resultados ordenados del CDEcon

Municipio	CDEcon
Sobre la media	
Marbella	0,663
Torremolinos	0,627
Roquetas de Mar	0,604
Ejido	0,574
Fuengirola	0,569
Mijas	0,546
Granada	0,533
Estepona	0,532
Almería	0,52
Motril	0,509
Sevilla	0,491
Huelva	0,482
Córdoba	0,473
Antequera	0,471
Málaga	0,468
Jaén	0,466
Jerez de la Frontera	0,462
Úbeda	0,454
Vélez-Málaga	0,438
Andújar	0,411

CONTINÚA →

Cuadro 5.51. Resultados ordenados del CDEcon

CONTINUACIÓN

Municipio	CDEcon
Bajo la media	
Ronda	0,393
Linares	0,388
Puerto de Santa María	0,385
Lucena	0,336
Cádiz	0,311
Écija	0,305
Algeciras	0,303
San Fernando	0,278
Línea de la Concepción	0,273
Dos Hermanas	0,270
Mairena del Aljarafe	0,263
Puerto Real	0,261
Alcalá de Guadaira	0,235
Chiclana de la Frontera	0,205
Palacios y Villafranca	0,201
Sanlúcar de Barrameda	0,194
Utrera	0,156

Los indicadores económicos recogidos en CDEcon vuelven a reflejar la diversidad de niveles existente entre los municipios examinados. Se pasa de valores ligeramente superiores a 0,60 (Marbella, Torremolinos y Roquetas de Mar) a los niveles más bajos de certidumbre difusa examinados en este análisis (Sanlúcar de Barrameda y Utrera), inferiores a 0,20. Se puede afirmar que son los municipios turísticos y capitales de provincia los mejor posicionados en la tabla.

5.4.3.2. ACD Global

Para calcular una medida difusa del grado de desarrollo para el sistema local, en primer lugar se procede a realizar una selección[337] de los indicadores iniciales que van a ser las variables base para la obtención del índice difuso CDGlobal (Cuadro 5.52).

337. Para ganar en comparabilidad, dicha selección se efectúa siguiendo el criterio de correlaciones suficientemente significativas entre los indicadores de cada subsistema y cada índice parcial, como en los otros análisis multivariantes realizados.

Cuadro 5.52. Indicadores seleccionados para el CDGlobal

Variable	CDAmb	CDUrb	CDDemo	CDEcon
CONTRSU	0,49			
CONTPAP	0,49			
CONTVID	0,42			
RECOVID	0,47			
SUENATU	0,48			
CBICI		0,46		
BUSHAB		0,44		
TAXIHAB		0,48		
JARDHIST		0,55		
EDI5091		0,58		
POB9199			0,43	
MIGRANET			0,42	
PSINEST			0,51	
PPRIM			0,45	
DEFMEN1			0,48	
TELEFON				0,77
RDSI				0,69
OFIFINAN				0,79
RESTAUR				0,61
PLAZHOT				0,52
DEPCONV				0,60
RFD				0,76
PAROHAB				0,65
PAROFEM				0,60
PARO1624				0,79
ESTAB				0,75
CADULT				0,43

Aplicando la misma metodología descrita, se obtienen los siguientes valores de pertenencia al conjunto difuso "sostenible" pero en este caso referido a todos los subsistemas conjuntamente. Al utilizarse indicadores referidos a ámbitos tan distintos, el factor de compensación juega un papel crucial en relación a los índices difusos por subsistemas.

Los municipios que superan el α-*corte*$\geq$*0,7* son únicamente dos: Torremolinos y Marbella. En general, municipios turísticos y capitales de provincia ocupan las mejores posiciones, gracias a su puntuación en indicadores de los ámbitos económico y demográfico. De otro lado, las ciudades con pertenencias menores a 0,30 son numerosas (Algeciras, La Línea de la Concepción, San Fernando, Los Palacios y Villafranca, Sanlúcar de Barrameda y Utrera).

Cuadro 5.53. Resultados ordenados del CDGlobal

Municipio	CDDemo
Sobre la media	
Torremolinos	0,767
Marbella	0,728
Granada	0,691
Roquetas de Mar	0,690
Fuengirola	0,689
Estepona	0,660
Almería	0,613
Mijas	0,609
Málaga	0,601
Sevilla	0,595
Córdoba	0,531
Lucena	0,511
Jaén	0,504
Huelva	0,503
Ejido	0,491
Ronda	0,485
Antequera	0,484
Jerez de la Frontera	0,481
Motril	0,469
Vélez-Málaga	0,464
Bajo la media	
Mairena del Aljarafe	0,421
Andújar	0,421
Cádiz	0,416
Úbeda	0,401
Linares	0,379
Puerto de Santa María	0,357
Puerto Real	0,356
Dos Hermanas	0,355
Chiclana de la Frontera	0,342
Alcalá de Guadaira	0,325
Écija	0,312
Algeciras	0,285
Línea de la Concepción	0,284
San Fernando	0,270
Palacios y Villafranca	0,263
Sanlúcar de Barrameda	0,240
Utrera	0,190

5.5. Análisis Comparativo

Obtenidas las ordenaciones de municipios en función a su puntuación en los distintos índices por subsistemas así como en la puntuación global, se realiza en este apartado un análisis comparativo de los resultados. De cara a facilitar la descripción, se identifican los índices elaborados a partir del Análisis de Componentes Principales, la Distancia P_2 y la Agregación Difusa, como índices CP, DP_2 y CD respectivamente.

El objetivo de este apartado es la evaluación inicial de los métodos implementados en tres ámbitos:

a) El análisis de la concordancia en las ordenaciones obtenidas para cada método.

b) La identificación de los indicadores más relevantes en base a los indicadores comunes a las tres metodologías.

c) La validación de los índices obtenidos de cara a la medición del desarrollo sostenible.

5.5.1. Comparativa de las ordenaciones resultantes

Del análisis conjunto de los tres grupos de índices construidos se desprende la idea básica de que las ordenaciones establecidas entre municipios resultan bastante similares, máxime entre las familias de índices tipo DP_2 y CD. Esta conclusión se fundamenta entre otras causas en el proceso de normalización utilizado. Aún tratándose de tres metodologías basadas en el análisis de la correlación lineal, se parte de perspectivas distintas en esta cuestión. En concreto, frente al índice tipo CP, los índices DP_2 y CD comparan los indicadores respecto a la mejor posición relativa, obteniéndose similares ordenaciones entre ambos índices, derivadas de las puntuaciones en cada indicador normalizado, así como la selección final de indicadores para el sintético global en cada caso.

La observación de los coeficientes de correlación momento-producto de Pearson ilustra estos resultados, obteniéndose valores significativos al 0,01 en todos los casos. En el subsistema ambiental, los valores absolutos de este coeficiente entre CPAmb, DP_2Amb y CDAmb son mayores a 0,83. En el subsistema urbanístico, la correlación lineal entre CPUrb, DP_2Urb y CDUrb es superior a 0,86 en valor absoluto. Entre los índices demográficos los coeficientes absolutos giran en torno al 0,88 entre DP_2Demo y CDDemo, si bien algo inferiores respecto a CPDemo.

Los índices CPEcon, DP_2Econ y CDEcon muestran una elevada correlación, superior a 0,93, de igual forma que ocurre con los índices finales CPGlobal, DP_2Global y CDGlobal para los que finalmente se generaliza este comentario.

No obstante, de cara a analizar las diferencias en términos de las distintas ordenaciones, resulta aconsejable aplicar otro tipo de medidas de la correlación más adecuadas para datos ordinales. Por ello se determinan otras medidas no paramétricas tales como el coeficiente *rho* de Spearman y el de concordancia *tau-b* de Kendall.

De nuevo, todas las correlaciones son significativas al 0,01, obteniéndose, no obstante, valores absolutos inferiores a los referidos al coeficiente de Pearson, lo cual resulta lógico en este tipo de medidas. Considerando este hecho, el coeficiente de Spearman, versión no paramétrica del coeficiente de correlación de Pearson, arroja resultados casi idénticos al mismo.

En términos del coeficiente de concordancia de Kendall, la medida de la similitud entre las ordenaciones se refina aún más, destacando la concordancia entre los índices de tipo DP_2 y CD, al considerarlas variables ordinales o de rangos en lugar de intervalos (o de razón) y tener en consideración los empates. Gráficamente, se pueden representar por ejemplo las ordenaciones de los municipios en cada subsistema así como en el índice global para las tres metodologías implementadas (Figuras 5.10 a 5.14).

Si la posición que ocupa un municipio en cuestión es similar en las tres metodologías, el diagrama de barras, referido como porcentaje sobre el total de las posiciones alcanzadas, ha de reflejar este hecho mediante una barra distribuida en tres partes prácticamente iguales.

A partir de estos gráficos se concluye que de los cuatro subsistemas analizados es el económico (CPEcon, DP_2Econ y CDEcon) donde se observa una mayor similitud en las ordenaciones de municipios obtenidas (Figura 5.13). Por el contrario, el subsistema demográfico (Figura 5.12), tal y como se ha comentado arriba, muestra mayores diferencias en la jerarquización de municipios, máximas en Mijas y Motril. Este hecho se refleja también en que los tres índices globales muestran distintos grados de correlación con distintos indicadores demográficos, coincidiendo prácticamente en una única variable (POB9199).

Los índices globales, muy influenciados por los económicos, están muy correlacionados, hecho que se refleja gráficamente (Figura 5.14) en una similar ordenación de los municipios, salvo el caso de Torremolinos, si bien parece demasiada la divergencia, se trata de una exageración gráfica derivada de que esta localidad ocupa la primera posición en DP_2Global y CDGlobal, mientras que es el quinto en CPGlobal.

Figura 5.10. Comparativa de la posición de los municipios en los índices ambientales

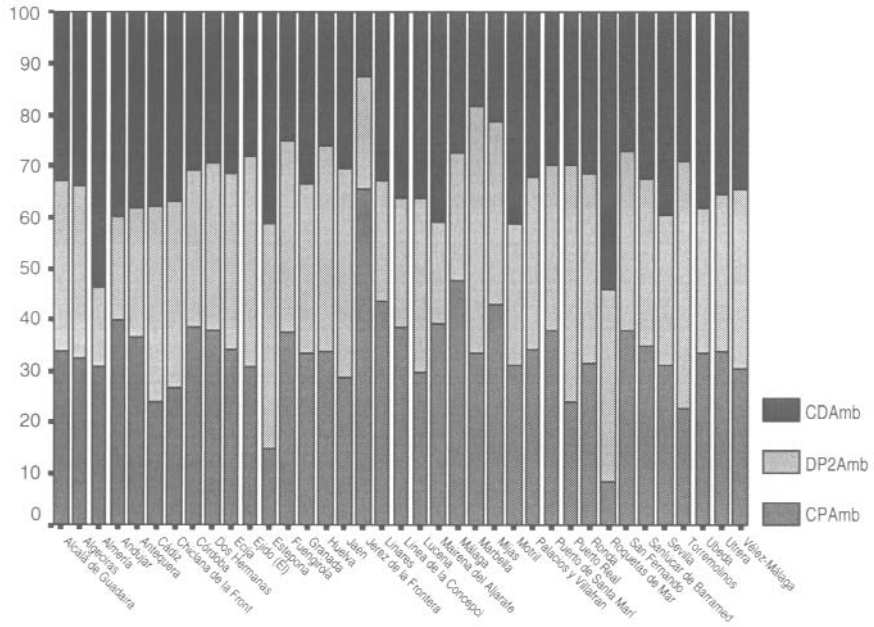


Figura 5.11. Comparativa de la posición de los municipios en los índices urbanísticos

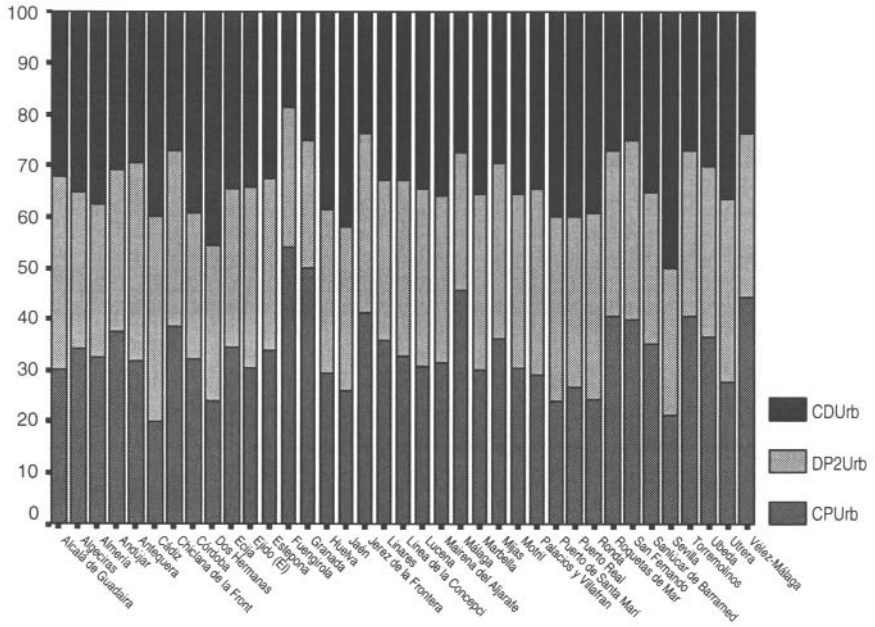


Figura 5.12. Comparativa de la posición de los municipios en los índices demográficos

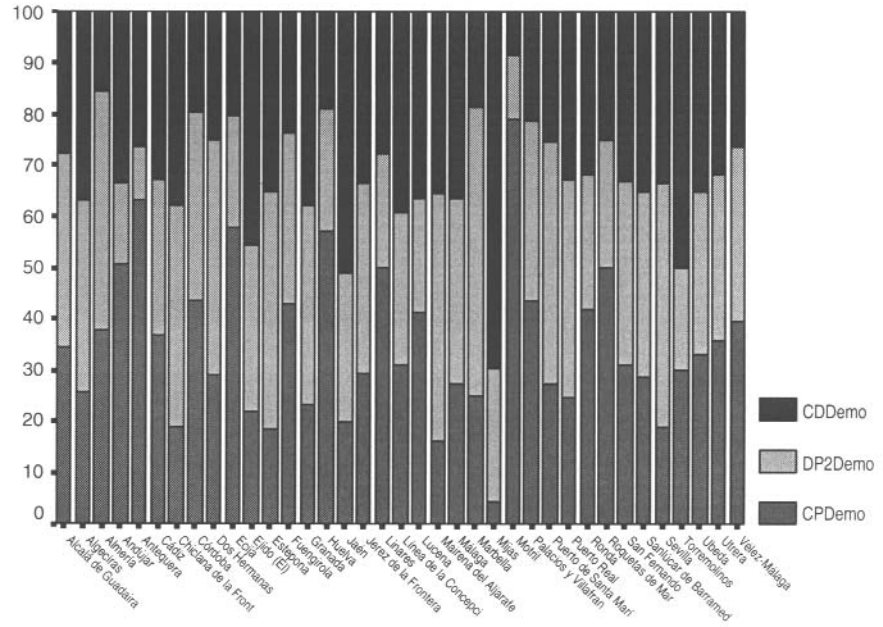


Figura 5.13. Comparativa de la posición de los municipios en los índices económicos

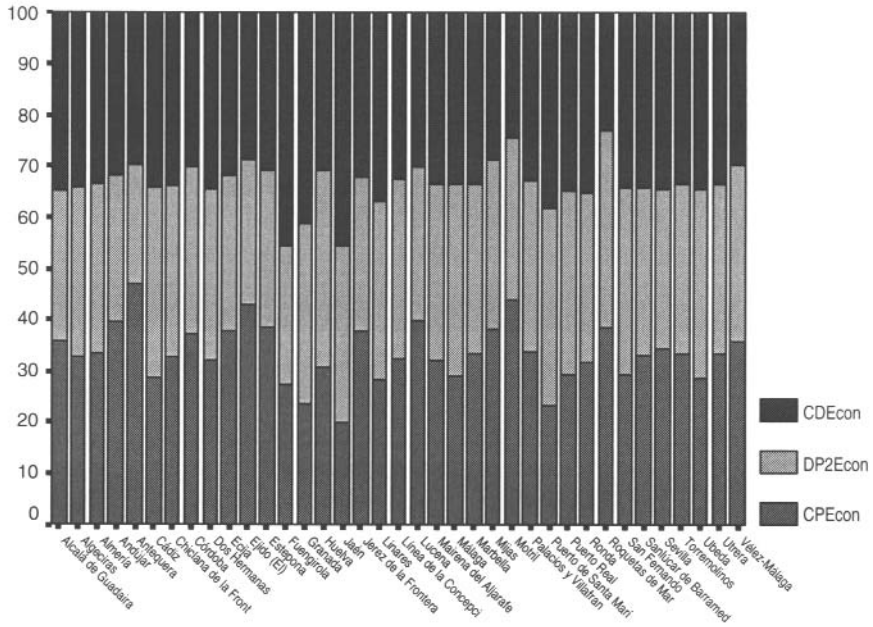
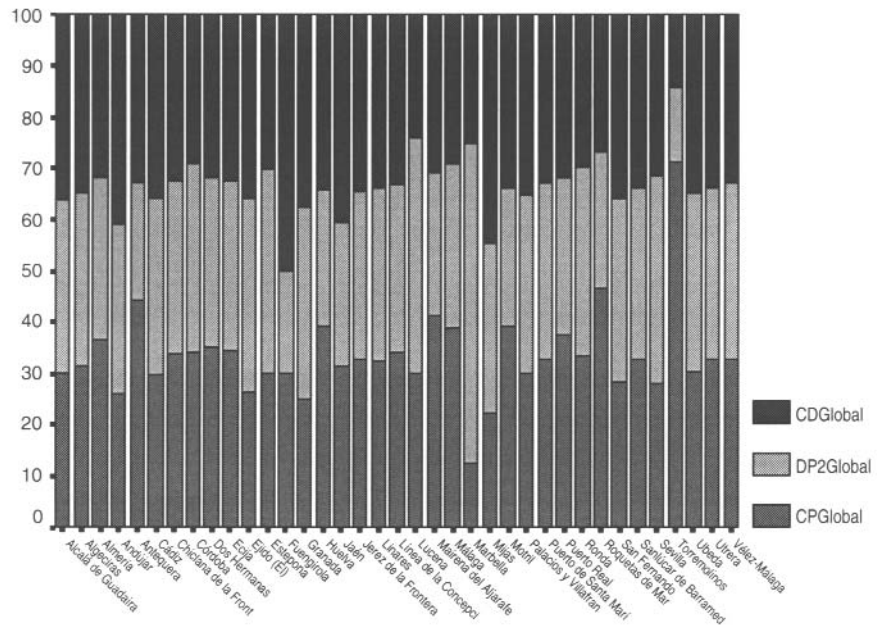


Figura 5.14. Comparativa de la posición de los municipios en los índices globales



5.5.2. Indicadores relevantes en las medidas del desarrollo sostenible analizadas

Considerando que en las tres metodologías aplicadas se parte del mismo conjunto de indicadores iniciales, sin embargo se producen diferencias en el papel que juegan éstos en cada uno de los índices elaborados, como ya se ha tenido oportunidad de comentar con anterioridad.

A nivel de subsistema, todos los indicadores pertenecientes al mismo participan en la elaboración de los índices por subsistemas, sin embargo, al construir el índice global, cada método selecciona un subconjunto específico, caracterizado por su elevada correlación con el índice por subsistema. Los indicadores comunes empleados en la construcción del índice global en las tres metodologías son los siguientes:

a) Subsistema ambiental. Se trata de indicadores de ámbitos relacionados con la recogida selectiva y el entorno natural, como CONTRSU, CONTVID, RECOVID y SUENATU.

b) Subsistema urbanístico. Son indicadores relativos al transporte y el paisaje urbano, tales como BUSHAB, TAXIHAB, JARDHIST y EDI5091.

c) Subsistema Demográfico. El principal indicador demográfico, POB9199.

d) Subsistema Económico. Indicadores relativos a equipamiento, renta y actividad y empleo, como ESTAB, TELEFON, RDSI, OFIFINAN, RESTAUR, PLAZHOT, DEPCONV, RFD, PAROHAB, PARO1624 y PAROFEM.

Indicadores que están presentes en la selección realizada para al menos dos de los tres métodos son, además de los anteriores, los siguientes:

a) Subsistema Ambiental. CONTPAP.

b) Subsistema Urbanístico. CBICI, DISTCAP y IBIRECIB.

c) Subsistema Demográfico. MIGRANET, PPRIM, DEFMEN1 y PSINEST.

d) Subsistema Económico. DEPNCONV, PAROFEM y CADULT.

Los indicadores derivados del subsistema demográfico son los que observan una menor coincidencia, dado que sólo existe un indicador común

para la elaboración del índice global según las tres metodologías. El contrapunto viene dado por el subsistema económico, donde prácticamente todos los indicadores son comunes, seguido por el subsistema urbanístico y el ambiental.

Cada metodología asigna distinta importancia relativa a los indicadores seleccionados. Especificando el comentario para cada subsistema, a partir de la consulta de los coeficientes de correlación con los indicadores iniciales, dentro del primer grupo ambiental los tres índices conceden una mayor relevancia al indicador referido a los contenedores de RSU (CONTRSU), seguido de otros relacionados con la recogida selectiva (CONTVID, RECOVID) y la calidad del entorno (SUENATU). El índice DP_2Amb añade información sobre la cobertura del saneamiento (POBDEPUR).

En el subsistema urbanístico coinciden a grandes rasgos los indicadores más correlacionados con los tres índices propuestos, centrándose en los ámbitos del paisaje (JARDHIST, EDI5091), el transporte (TAXIHAB, BUSHAB) y la distancia a la capital de provincia (DISTCAP). Las razones a ello pueden encontrarse en que este tipo de variables manifiestan una elevada dispersión y capacidad de discriminación entre los casos, aportando una elevada proporción de la información necesaria para la elaboración de los índices.

Las variables demográficas más relevantes varían en importancia en cada análisis. Para el CPDemo, indicadores relativos al crecimiento demográfico (POB9199) son los más importantes, seguidos por otros del nivel educativo (TANALF) y las defunciones por edad (DEF3060). En el DP_2Demo sin embargo, el indicador más relevante es el relativo a las defunciones por edad (DEFMEN1), seguido de un indicador relativo al ámbito de los niveles educativos(PSINEST). El crecimiento demográfico (POB9199) es el tercer indicador en orden de importancia. Finalmente, el CDDemo obtenido está más correlacionado con un indicador educativo (PSINEST), seguido de otro referido a las defunciones por edad (DEFMEN1) y el crecimiento demográfico.

Dentro del subsistema económico, los indicadores referidos a la actividad económica (OFIFINAN, ESTAB), equipamientos de telecomunicaciones (TELEFON, RDSI) y renta (RFD) muestran las correlaciones más elevadas en términos absolutos con los tres índices definidos. En DP_2Econ y sobre todo en CDEcon las variables de empleo (PARO1624, PAROHAB) tienen una importancia destacable.

De cara a la elaboración del índice global, la mayor o menor presencia de información sobre determinado subsistema en la selección realizada redunda en distintos grados de influencia sobre el mismo. El hecho de que la mayoría de los indicadores seleccionados en las tres metodologías sean de tipo socioeconómico, introduce cierto sesgo a la hora de interpretar los resultados obtenidos, concediendo una mayor importancia a factores como el nivel de equipamiento, la actividad económica, el empleo y la renta dentro de la medida del desarrollo sostenible.

Un breve comentario merece la cuestión referida al número de indicadores utilizados en el índice global por cada metodología. Se ha de señalar que los índices de tipo DP_2 son los que, por regla general, utilizan un número ligeramente superior de indicadores en relación a las otras dos metodologías. Entre las razones teóricas se encuentra la del perfeccionamiento que introduce este método, en términos de cantidad de información global aportada por cada indicador. Hecho que conjugado con un conjunto de indicadores referidos a distintas dimensiones o componentes, repercute en una mayor presencia final de indicadores.

5.5.3. Fiabilidad y Validación en la medida del desarrollo sostenible

La fiabilidad de una medida se refiere a la consistencia de la misma (Peter, 1979). Se suele distinguir entre dos tipo de fiabilidad: externa e interna. La primera hace referencia al grado de consistencia de una medida a lo largo del tiempo, lo que más tarde se denominará validación temporal. Para evaluar la fiabilidad externa de estas medidas sería necesario aplicar el mismo análisis a estas ciudades seleccionando otro momento temporal posterior por ejemplo (test-retest). Se ha de presuponer que, en períodos cortos de tiempo, las posiciones de las ciudades en cada uno de los índices calculados en un primer momento, lo sigan haciendo más adelante.

La fiabilidad interna resulta muy útil cuando se mide un concepto a partir de diversos componentes, partiendo de la idea de que los índices de los componentes individuales tienden a reflejar el mismo esquema y por tanto a estar correlacionados. En este análisis se analiza la replicabilidad o consistencia interna de la escala generada, así como las relaciones entre sus componentes. El procedimiento habitual consiste en calcular unas medidas de fiabilidad, siendo las más conocidas el "*alpha* de Cronbach" y el "modelo de dos mitades" (split-half reliability). El primer método

es el más extendido y se basa en la correlación inter-elementos promedio. El modelo de dos mitades divide en dos grupos los índices y examina la correlación entre los mismos.

El *alpha* de Cronbach aplicado sobre los índices de tipo CP arroja un valor igual a 0,76 que supera el mínimo establecido en 0,7, por lo que se puede considerar internamente fiable. No obstante, este coeficiente mejora si para su cálculo no se incluye el CPUrb, dado que la ordenación resultante en el subsistema urbanístico muestra una menor correlación con las restantes. De forma similar, el valor de *alpha* para DP_2 y CD es 0,76 y 0,75 respectivamente, describiendo el mismo comportamiento al eliminar el índice relativo al subsistema urbanístico. Según el *alpha* de Cronbach, que es un promedio de todos los posibles coeficientes del modelo de dos mitades, prácticamente las tres escalas o grupos de índices tienen la misma fiabilidad interna. Idéntica conclusión se obtiene al aplicar directamente el modelo de dos mitades, por lo que resulta pertinente pasar a la validación.

Para evaluar el grado en que cada familia de índices obtenidos realmente mide el concepto del desarrollo sostenible, se puede recurrir a diversos tipos de validación. Entre otros autores, Carmines y Zeller (1979) distinguen cinco clases: predictiva, temporal, en la construcción, en el contenido y discriminante.

La *validación predictiva* se aplica sobre medidas de hechos que permiten asimismo el establecimiento de criterios objetivos para la evaluación del grado de cumplimiento del mismo (p.e.: un índice de predicción bursátil). En este caso, no se dispone de una referencia que sirva de regla de validación absoluta, pues no existen criterios objetivos definidos para medir el desarrollo sostenible urbano. Por otra parte, los índices elaborados no tienen una función predictiva, sino descriptiva del nivel de desarrollo. Por todo ello, estas medidas no pueden ser validadas sobre la base de la capacidad predictiva. Una aproximación a la misma es la denominada *validación concurrente*, de manera que se analice la correspondencia entre la medida a validar y otra que en principio sí esté relacionada con el concepto a medir. En este sentido, los tres índices globales propuestos desde metodologías distintas muestran una elevada correlación, lo que indica que hay un alto grado de concurrencia entre las mismas[338]. Esta aproximación resulta fundamentada en lo que Campbell y Fiske (1959) refieren como la validación convergente, en la que el investigador ha de tratar de comparar diversas medidas del mismo concepto para analizar su convergencia.

De igual manera, la *validación temporal* se refiere a agregados o medidas diseñadas para realizar comparaciones a través del tiempo. Los tres grupos de índices elaborados no están orientados a este tipo de análisis desde el momento en que están relativizados a la mejor y peor situación particular en cada año. Ya se ha comentado que los índices de tipo DP_2 y CD, en particular, evalúan distancias respecto a los valores máximos, mientras que los índices CP se referencian respecto a un centro de coordenadas teórico para las nuevas variables ortogonales, que podemos considerar como el valor medio de las nuevas variables al estar tipificadas las puntuaciones.

No obstante, es posible adaptar estas metodologías para permitir el análisis temporal. Por ejemplo, en el Índice de Desarrollo Humano de Naciones Unidas se establecen unos límites máximos y mínimos absolutos para los indicadores, evitándose así recurrir a valores de referencia observados. Una segunda opción más relevante para los análisis de la sostenibilidad fuerte es la determinación de umbrales de carga y estándares mínimos de seguridad. En este sentido, los índices de tipo CD aportan un mayor grado de flexibilidad en la consideración de valores de referencia difusos.

La *validación en la construcción* centra su interés sobre la información redundante existente en los índices. Un índice ha de suponer ciertas ventajas sobre el uso de los indicadores individuales, aportando información adicional a la que se muestra en los indicadores considerados aisladamente. Con esta finalidad, resulta importante que los índices incorporen algún mecanismo para eliminar la información redundante. En este sentido, únicamente los índices del tipo DP_2 incorporan el factor corrector $(1-R^2)$ que elimina la información redundante o ya incorporada en los indicadores precedentes. No obstante, los índices CP superan esta validación al considerarse para su elaboración las puntuaciones factoriales obtenidas, o lo que es lo mismo, nuevas variables que son combinaciones lineales de las originales e independientes entre sí. Los índices CD elaborados en

338. Si se calcula el *alpha* de Cronbach sobre las ordenaciones recodificadas de los tres índices globales se obtiene un valor de 0,97 lo cual indica también el elevado grado de concurrencia entre el resultado de estas escalas y permite adivinar similares resultados en un análisis test-retest.

este trabajo, con las restricciones incorporadas para ganar en comparabilidad con el resto de metodologías, no incorporan ninguna técnica que permita la correcta elección de indicadores, por lo que es necesario realizar un análisis previo en este sentido.

Dentro de los aspectos relativos a la construcción, se pueden considerar aquellos referidos a la *validación estadística*. Los índices tipo CP y CD no conservan las propiedades estadísticas que definen un buen índice, entre otras tales como: unicidad, monotonía e invariancia (Pena, 1977), sí satisfechas por los índices DP_2. Por otro lado, el resultado numérico de los índices CP no tiene una interpretación cuantitativa *strictu sensu* que permita su consideración plena como medida cardinal, por lo que las comparaciones habrían de ser en términos ordinales (A es mayor que B). Los índices DP_2 y CD sí son medidas promedio de la distancia al modelo teórico de referencia, por lo que las comparaciones inter-elementos pueden interpretarse como cardinales (A es X veces mayor en promedio que B).

La *validación discriminante* puede ser interpretada como la capacidad de la medida para discriminar entre los distintos ámbitos de estudio. La ordenación que de los indicadores realizan los índices DP_2 en base al factor corrector, permiten la consideración de los indicadores más discriminantes en primer lugar. Un razonamiento similar puede aplicarse a los indicadores CP gracias a que los primeros componentes explican en mayor medida la variancia observada. Para evaluar el grado de discriminación de cada indicador es posible la aplicación de medidas de la entropía como el coeficiente de Theil, de la desigualdad como el índice de Gini, o medidas como el coeficiente de discriminación de Ivanovic[339], entre otras. El cálculo de este Coeficiente de Ivanovic (CI) para los índices elaborados es el siguiente (Zarzosa, 1996):

$$C.I.(I)\ \frac{2}{n\,(n-1)}\sum_{j,i>j}^{k}\left|\frac{I_j - I_i}{\bar{I}}\right|$$

Donde:
n: número de municipios,
I_j: valor del índice I en el municipio j-ésimo.
$\bar{I}$: valor medio del índice I

Esta medida se ha calculado para los tres índices globales (CPGlobal, DP2Global y CDGlobal), mostrando resultados prácticamente idénticos en torno a 0,2, por lo que, dado que se trata de medidas agregadas, ninguna de las tres se distingue en exceso del resto en cuanto a su capacidad de diferenciar entre municipios. Al aplicarlo a los índices parciales derivados de cada subsistema, por regla general son los índices ambiental y económico los más discriminantes (p.e.: DP_2Amb: 0,22 y DP_2Econ:0,20).

La *validación del contenido* se refiere a las dimensiones combinadas para elaborar el índice. Éstas han de ser consideradas relevantes desde el punto de vista teórico para la construcción de cada índice. Asimismo, los indicadores seleccionados han de ser asimismo representativos de las dimensiones recogidas. Los tres índices a nivel de subsistemas parten de la misma selección inicial de indicadores. Previamente se ha realizado una identificación de los ámbitos que componen el modelo de ecosistema urbano, así como una revisión de las variables consideradas en los sistemas de indicadores urbanos más relevantes a nivel internacional. Este hecho permite el mismo grado de validación para las tres metodologías de índices aplicadas.

5.6. Conclusiones

En este capítulo se concretan y materializan muchas de las líneas exploradas en los capítulos precedentes. En primer lugar, en base al análisis del capítulo primero se define el modelo de interrelaciones urbano denominado *ecosistema urbano* que sirve de base para identificar los ámbitos más importantes para el análisis de la dinámica urbana. No obstante, no se implementa un análisis ecosistémico propiamente dicho, pues esta opción implica la utilización de un tipo de información no disponible en la actualidad.

De la revisión conceptual del desarrollo sostenible realizada en el capítulo segundo, se perfecciona una definición operativa para este trabajo, en línea con las consideradas en el apartado de la sostenibilidad urbana. Se trata de una definición que se puede catalogar dentro del enfoque de la sostenibilidad en

339. Esta medida (Ivanovic, 1974) es distinta a un coeficiente de variación pues se consideran todas las distancias entre cada par de valores de la variable. El valor de este coeficiente está acotado entre 0 y 2, mínimo y máximo poder de discriminación respectivamente (Zarzosa, 1996). Al trabajar con información a nivel municipal proveniente de ámbitos muy similares (p.e.: una misma región), es normal que este coeficiente arroje valores inferiores a 0,5.

sentido débil, pues no se plantean restricciones a la sustitución entre tipos de capital. Asimismo, se referencian los indicadores en relación a la mejor situación de las existentes en la muestra de municipios, o lo que es lo mismo, la medición del desarrollo en términos de la sostenibilidad relativa, en sintonía con el ejemplo de los Catálogos de Buenas y Mejores Prácticas urbanas.

Derivado del capítulo tercero, se opta por el enfoque de los indicadores de desarrollo sostenible, definiéndose un sistema de indicadores de sostenibilidad urbana, que se nutre de las fuentes consultadas en dicho capítulo, sobre todo la referida a Andalucía. Estos indicadores se formulan en términos de ratio, con la idea de obtener medidas que indique la eficiencia interna de las ciudades. Se distinguen cuatro subsistemas cuya integración da lugar al ecosistema urbano: ambiental, urbanístico, demográfico y económico. Esta división supone también un compromiso con la división estadística tradicional de la información necesaria.

Al entrar en la descripción de las fuentes estadísticas, se concluye la falta de información disponible en materia de indicadores urbanos, razón por lo que se elabora finalmente un sistema de indicadores a nivel municipal como mejor aproximación. Este problema se acentúa en materia de la información ambiental, donde los indicadores elaborados muestran elevados porcentajes de datos ausentes, siendo necesario implementar mecanismos de imputación para trabajar con las técnicas multivariantes descritas.

En el análisis descriptivo de los indicadores, por subsistemas se observa la elevada dispersión manifestada en los indicadores de índole ambiental y urbanística. Esta diversidad, pese a tratarse de ciudades referidas al mismo ámbito regional y de tamaño poblacional similar, llama la atención sobre el hecho de que los patrones de la sostenibilidad, entendida con criterios de eficiencia ambiental, no están ligados exclusivamente al tamaño poblacional. Esta idea se refuerza ante el hecho de usar indicadores en forma de ratio, pues no se produce el agrupamiento que de usar indicadores absolutos se derivaría (las ciudades grandes concentran los mayores consumos de agua y energéticos, así como los mayores parques automovilísticos). Por el contrario, se aprecia como ciudades en principio englobadas entre las de tamaño medio o pequeño, muestran situaciones más desfavorables que otros ámbitos mayores, en términos de eficiencia, al considerar los indicadores ambientales y urbanísticos relativos a población o superficie.

Los indicadores del subsistema urbanístico reflejan la propia fisonomía urbana heredada, hecho que condiciona los valores de los indicadores referidos a suelo urbano, zonas verdes, viviendas, etc. Por ejemplo, se observa que en las ciudades denominadas históricas, los indicadores referidos al paisaje urbano suelen ser más favorables.

La principal conclusión derivada del análisis descriptivo de los indicadores de los subsistemas demográfico y económico es la dinamicidad demográfica y económica ejercida por los municipios litorales turísticos y las capitales de provincia en Andalucía. En los indicadores seleccionados se ha pretendido reflejar esta tendencia observada en la mayoría de estudios sobre la dinámica del desarrollo en Andalucía, para ello se han seleccionado también indicadores que reflejasen la especialización terciaria y turística de las ciudades.

Tras la descripción de la base de datos utilizada se elaboran los indicadores sintéticos de desarrollo sostenible siguiendo las tres metodologías descritas en el capítulo anterior. En todos los casos se elabora un índice parcial para los cuatro subsistemas definidos de cara a permitir análisis específicos a modo de diagnóstico para cada subsistema.

En el último apartado se ha realizado una comparativa entre las ordenaciones y metodologías, destacando a modo de conclusión, la elevada correlación que se produce entre las ordenaciones obtenidas para la mayoría de subsistemas. Las diferencias no obstante, son debidas en parte a la diferentes aproximaciones de los métodos. Así, las técnicas de DP2 y ACD son más similares al considerarse medidas promedio de la distancia relativa a las mejores posiciones dentro de cada indicador.

Conclusiones Finales

A modo de reflexión final, se realizan una serie de comentarios que completan las conclusiones parciales obtenidas en los distintos capítulos. Asimismo, se apuntan posibles líneas de investigación futura.

Partiendo de la evolución descrita en términos de la huella ecológica urbana, ha de hacerse hincapié en el papel que juega la tecnología de la información de cara a la sostenibilidad futura de los asentamientos urbanos. Los beneficios de la misma se constatan actualmente en el aumento de los flujos de información, servicios y mercancías a nivel global. Este proceso de globalización, derivado de los avances en telecomunicación, favorece la dispersión de las actividades en el territorio, conformando una red mundial de ámbitos locales y territorios identificados por distintos patrones de competitividad y funcionalidad. Sin embargo, parece necesaria la orientación de este proceso también hacia la responsabilización global de las ciudades en el proceso de deterioro de la calidad ambiental y pérdida de biodiversidad en el planeta. Para ello se ha de identificar la cuota o participación individual de las ciudades igual que se hace con la actividad y la producción económica, desarrollando para ello instrumentos como la huella ecológica urbana o el control ecológico desde la producción a la comercialización de los productos.

En referencia a las políticas hacia el desarrollo sostenible, en este nuevo marco de interconexión global, las ciudades juegan un papel cada vez más significativo, posibilitando el nacimiento de nuevas áreas de centralidad en la red global, en base a la potenciación de los factores endógenos (como el ambiental, el turístico o el cultural), a través de los elementos tecnológicos y organizativos necesarios. Esta dinámica de globalización en las relaciones económicas y humanas plantea importantes retos específicos de cara a la gestión tradicional del territorio si se tratan de implementar políticas hacia la sostenibilidad. Las Agendas Locales 21 son un instrumento de planificación no sólo ambiental, sino de todas las facetas que describen el modelo de desarrollo sostenible urbano. La utilidad de las mismas es clara, siempre y cuando sean concebidas como procesos participativos, inconclusos y en permanente revisión, más que como meras declaraciones de intenciones.

Derivada de la revisión en materia de políticas hacia la sostenibilidad urbana, surge cierta confusión derivada de la profusión de programas e iniciativas que se difuminan entre los distintos niveles administrativos, asociativos y territoriales. Este hecho puede conducir a la edificación de una *torre de babel* en términos de las acciones hacia la sostenibilidad urbana si no se duplican los esfuerzos para la coordinación e información en esta materia.

Desde la ciencia económica se han dedicado numerosas páginas a la cuestión de la sostenibilidad del desarrollo y todo apunta a que seguirán en aumento. Esta tendencias sería del agrado de todos si

con ello se articulasen instituciones sustitutivas al mercado, o bien instrumentos correctores de las deficiencias del mismo, en cuestiones trascendentales para la sostenibilidad como son la calidad ambiental y la equidad.

No obstante, cierta pesadumbre alberga el hecho de que, si bien el grado de sofisticación de los modelos económicos va en aumento, todavía no se aportan respuestas claras, libres de hipótesis y supuestos, a preguntas tan sencillas como cuál es el valor total de un árbol y cómo se ha de incorporar dicha valoración a los procesos productivos que traducen un recurso natural en un input. De la revisión de la literatura en materia de desarrollo sostenible se puede deducir que el análisis económico por sí sólo adolece de importantes limitaciones, no únicamente ligadas a la falta de información, sino también referidas a la necesidad de un enfoque transdisciplinar.

Los avances realizados en la definición de instrumentos de valoración asociados a la toma de decisiones en materia de desarrollo sostenible no albergan demasiadas esperanzas. No obstante, el auge de modelos propios del enfoque de la sostenibilidad fuerte, como los análisis ecosistémicos o los de coevolución, puede suponer un cambio de orientación real hacia el paradigma de la sostenibilidad. La disponibilidad de información y el conocimiento de las interrelaciones entre las actividades humanas y los ecosistemas naturales son dos de los principales problemas que surgen para la aplicación de estos modelos.

Otra línea de avance hacia la sostenibilidad es apuntada desde el enfoque de la sostenibilidad débil en materia de la incorporación plena del medio ambiente en la contabilidad nacional y regional. Desde esta alternativa, más próxima a la Economía convencional, se están perfeccionando los instrumentos tradicionales de contabilidad nacional basados en tablas input-output, básicamente mediante el desarrollo de: cuentas satélites, cuentas en términos físicos, indicadores físicos y medidas sintéticas distintas a las tradicionales (como es el ejemplo emblemático del Indice de Bienestar Económico Sostenible).

Los resultados obtenidas por esta vía sin duda reflejarán en mayor medida las externalidades negativas que el crecimiento económico y urbanístico produce en la calidad del medio ambiente global. Por ello, es de esperar que de su aplicación progresiva a la toma de decisiones se deriven medidas correctoras. Un ejemplo actual es el Protocolo de Kyoto en el que se definen las cuotas de emisión de contaminantes para las naciones que lo han suscrito y corroborado.

Los indicadores de sostenibilidad juegan un papel crucial en este proceso hacia la sostenibilidad, pues permiten afrontar, con ciertas garantías de éxito, la evaluación directa de las cuestiones estratégicas referidas por ejemplo al consumo de recursos o la emisión de contaminantes y residuos. En materia de indicadores urbanos es sorprendente la proliferación de metodologías *ad hoc* orientadas a resolver las cuestiones básicas necesarias para la toma de decisiones ambientales en las ciudades. La evolución futura de esta tendencia ha de ir acompañada de mayores esfuerzos en dos sentidos: por un lado normalizar la producción estadística de indicadores de sostenibilidad (máxime cuando la primera utilidad de los mismos es la comparación temporal y espacial); y por otra parte, cuantificar la parcela urbana, de la que se desconocen muchas características importantes para el desarrollo sostenible. Asimismo, se han de conjugar los actuales indicadores urbanos socioeconómicos con los derivados del enfoque ecosistémico, en aras de una coordinación multidisciplinar.

En referencia a las técnicas empleadas para la elaboración de los indicadores sintéticos de desarrollo sostenible en esta tesis, se ha de señalar que el Análisis de Componentes Principales ha sido empleado profusamente con esta finalidad en multitud de ámbitos urbano e internacionales. Sin embargo, la Distancia P_2 y en general cualquier otra medida promedio de distancia, no ha sido utilizada como técnica válida para la elaboración de un índice por parte de organismos e instituciones con relevancia en cuestiones relativas al desarrollo sostenible, a pesar de sus claras ventajas sobre la metodología anterior.

La aplicación de los conjuntos difusos, así como la lógica difusa, a la medida de la sostenibilidad permite múltiples variantes, una de las cuales, la agregación de conjuntos difusos, ha sido desarrollada de forma preliminar en este trabajo. No obstante, la versatilidad de esta técnica empuja a su desarrollo y sofisticación de cara a establecer una metodología más robusta que la presentada en el marco teórico.

En este apartado de reflexiones es necesaria la referencia a la sostenibilidad urbana y la calidad del medio ambiente en Andalucía. Si bien no se ha formulado una estrategia de desarrollo sostenible en la

región, sí existen referencias a la elaboración de una Agenda 21 regional, así como la proliferación de Agendas Locales 21 con este objetivo. Resulta por ello necesario establecer mecanismos de coordinación en estos primeros estadios de la planificación hacia el desarrollo sostenible, desde los aspectos conceptuales que orientan estos instrumentos, hasta los mecanismos de gestión e implementación de este tipo de políticas.

Ya se ha señalado que en las grandes ciudades andaluzas y áreas metropolitanas se están produciendo los primeros síntomas de insostenibilidad del modelo de desarrollo urbano. Este hecho obliga a la identificación de los principales déficit ambientales y urbanísticos, para lo cual resultan de gran utilidad los indicadores de sostenibilidad. En este análisis se han detectado factores importantes para explicar la calidad ambiental (ruido, residuos, agua), urbanística (transporte, vivienda, verde urbano), demográfica (tasa de dependencia, educación) y económica (equipamiento, renta, desempleo) que ayudan a ilustrar estos déficit de forma más precisa. El hecho de mejorar la información estadística referenciada al ámbito urbano permitirá descubrir nuevas variables y relaciones para analizar la eficiencia del desarrollo urbano, así como estudiar los efectos, todavía imprecisos, sobre los ecosistemas naturales.

El análisis empírico se ha centrado en los 37 mayores municipios andaluces, utilizando un total de 83 indicadores referidos en su mayoría a 1999 agrupados en cuatro subsistemas: ambiental, urbanística, demográfica y económica. Estos indicadores han sido definidos de forma relativa, para con ello tratar de medir el grado de eficiencia interna de las ciudades y evitar así el efecto de escala de los dos grandes nucleos urbanos andaluces: Sevilla y Málaga. A partir de estas medidas se ha elaborado un índice para cada subsistema, así como un indicador sintético global que recogiera la mayor cantidad de información relevante.

Los resultados obtenidos para cada subsistema en términos de la ordenación de municipios en los respectivos índices, apuntan hacia una diferenciación en el comportamiento de los municipios no derivada necesariamente de su tamaño demográfico o su importancia relativa en el sistema jerárquico de ciudades, sino más bien en términos de su especialización económica o funcional. De esta forma, destacan los similares comportamientos entre ciudades de carácter litoral con funciones turísticas como Torremolinos, Marbella y Roquetas de Mar, por ejemplo; o bien entre las ciudades gaditanas de La Línea de la Concepción, Algeciras y Puerto de Santa María. Asimismo, las ciudades de Málaga y Sevilla ocupan siempre posiciones muy cercanas, siendo Granada la capital de provincia que mejor puntuación suele obtener en los índices ambiental, urbanístico y global. De forma menos clara, el comportamiento de las ciudades medias y pequeñas aparece marcado también por su especialización agraria e industrial, que influye en sus niveles de consumo de agua, equipamientos urbanos e indicadores socioeconómicos.

Un segundo grupo de reflexiones se realizan sobre los resultados obtenidos en el trabajo y las líneas de investigación planteadas para el futuro. En este sentido, se ha de profundizar en el esfuerzo por mejorar la base estadística empleada en esta investigación. La Encuesta sobre Medio Ambiente Urbano realizada por la Consejería de Medio Ambiente es un primer paso a la hora de sentar las bases en cuanto a información estadística urbana en materia medioambiental, cumpliendo así el principal objetivo que se marcó a la hora de su elaboración. No obstante, esta fuente de información ha de perfeccionarse en sucesivas etapas, dado el elevado porcentaje de datos ausentes. Por otro lado, se ha de profundizar en la obtención de información que no se encuentra disponible en los cauces habituales de información oficial pública (informes sectoriales, de empresas de gestión de aguas, etc.). Por otra parte, en esta investigación se ha eludido la elaboración de nueva información mediante estimaciones y aproximaciones que hubieran permitido la representación de importantes dimensiones que no han quedado recogidas finalmente en la medida del desarrollo implementada. La valoración de los riesgos de utilizar indicadores inexactos ha sido determinante en esta primera aproximación, pero no tiene por qué serlo en posteriores estudios, con ámbitos más concretos, que permita la obtención de buenas aproximaciones.

Precisamente esta última es la idea más atractiva tras una aproximación general, la de trabajar con datos intra-municipales centrados en un único ámbito urbano. Este análisis permitirá en cierta manera validar el modelo teórico de ecosistema urbano utilizado y su especificación para las ciudades andaluzas.

En las metodologías expuestas no se ha implementado ningún sistema de ponderación externo que asuma una mayor importancia para ciertos indicadores. Esta posibilidad va asociada a la idea de ponderar en mayor medida los indicadores referidos a la calidad ambiental o determinados hechos que se consideran como básicos a la hora de implementar una política hacia la sostenibilidad. Por esta razón, de cara a establecer un diagnóstico no resulta relevante en un primer momento establecer un sistema de ponderación en este sentido.

Por el contrario, sí se ha establecido un sistema de referenciación ligado a la idea de sostenibilidad relativa, es decir, en base a las mejores posiciones en cada indicador. Resultaría interesante establecer una medida en términos de la sostenibilidad absoluta mediante la adopción de estándares ambientales y valores críticos como valores de referencia. En este caso, las distancias evaluadas serían en términos de la brecha existente a la sostenibilidad absoluta en ese indicador concreto. Este ejercicio necesita no obstante de un importante esfuerzo en materia de consulta a expertos y definición de umbrales críticos.

Por otra parte, también resulta interesante la definición de un índice referido a la medida del capital total urbano. En este sentido, los esfuerzos habrían de orientarse hacia la identificación y diferenciación de los distintos componentes del capital artificial y natural en la escala urbana. Seguidamente, mediante la adopción de un sistema de compensación como el utilizado en el índice difuso, se posibilita el balance entre estos tipos de capital, obteniéndose una medida de la sostenibilidad débil (compensación plena), o bien otra de sostenibilidad fuerte (compensación nula).

En referencia al índice derivado de la teoría de conjuntos difusos, se ha de afrontar el perfeccionamiento del mismo, incorporando las potencialidades del análisis difuso, por ejemplo, la utilización de información subjetiva o incompleta o la definición difusa del concepto de sostenibilidad. Para ello, se habrá de partir a su vez de información de expertos que permita una mejor aproximación a la forma funcional del concepto de sostenibilidad.

En este sentido, dado que se pretende conceder una mayor relevancia a la toma de decisiones en materia de desarrollo sostenible, el diseño de un modelo de inferencia difusa, tal y como se propone en el capítulo cuarto, resulta la principal opción metodológica. Este modelo de razonamiento aproximado aplicado a la elaboración de una medida sintética de la sostenibilidad, permite la evaluación difusa de la información existente en los indicadores iniciales, mediante reglas de razonamiento más próximas al razonamiento humano. El resultado final es una medida en términos de nivel de pertenencia a los distintos conjuntos difusos en los que se divida la variable lingüística de "sostenibilidad global".

A modo de corolario, se ha de señalar finalmente que el objetivo principal de este trabajo ha sido analizar las ciudades andaluzas desde un enfoque alternativo a la medida tradicional del desarrollo, usando para ello conceptos propios de la Ecología, adoptados dentro de lo que se viene llamando *Economía Ecológica*. Precisamente, la revisión realizada de estas teorías y modelos referidos al ecosistema urbano y la sostenibilidad, ha desembocado en el uso de un sistema de indicadores como aproximación válida a la medida del desarrollo. Finalmente, dada la utilidad clara y directa que tienen los índices a la hora de diseñar políticas y programas orientados hacia la sostenibilidad urbana, se han evaluado diferentes metodologías aplicadas a la elaboración de indicadores sintéticos de desarrollo sostenible urbano aplicados a Andalucía

Bibliografía

- Adriaanse, A. (1993): *Environmental Policy Performance Indicators.* The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. The Hague.

- Adriaanse, A. (1994): *In Search of Balance: A Conceptual Framework for Sustainable Development Indicators.* Network Seminar on Sustainable Development Indicators. London.

- Aguilera Klink, F. (1992): *Posibilidades y limitaciones del análisis económico convencional aplicado al medio ambiente.* Consejo General de Colegios de Economistas de España.

- Aguilera Klink, F. (ed.)(1995): *Economía de los recursos naturales: un enfoque institucional.* Textos de S.V. Ciriacy-Wantrup y K.W. Kapp. Fundación Argentaria. Madrid.

- Aguilera Klink, F. y V. Alcántara (eds.)(1994): De la economía ambiental a la economía ecológica. *Economía Crítica*, 10. ICARIA. Barcelona.

- Alberta Round Table on Environment and Economy Secretariat (1994): *Creating Alberta's Sustainable Development Indicators.* Environment Council of Alberta. Alberta, Canada.

- Alberti, M. (1996): Measuring urban sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16: 381-424.

- Alberti, M. y L. Susskind (1996): Managing urban sustainability: an introduction to the special issue. *Environmental Impact Assessment Review,* 16: 213-221.

- Alberti, M. y V. Bettini (1996): Sistemas urbanos e indicadores de sostenibilidad. En Bettini, V. (ed.): *Elementi di Ecologia Urbana.* Eimaudi. Turin. Traducción al español en la Editorial Trotta (1998): 183-213.

- Alberti, M; G. Solera y V. Tsetsi (1994): *La Citta Sostenibile*. Franco Angeli. Rome.

- ALFOZ (1995): La ciudad accesible. *ALFOZ*, 109. Madrid.

- Alguacil Gómez, J. (2000): *Calidad de vida y praxis urbana. Nuevas iniciativas de gestión ciudadana en la periferia social de Madrid.* CIS/Siglo XXI. Madrid.

- Almeida García, F. y V. Granados Cabezas (1999): Indicador de calidad de vida y su especialización territorial en Andalucía. *Boletín Económico de Andalucía*, 26: 29-42.

- Alonso, W. (1964): The economics of urban size. *Papers and Proceedings of the Regional Science Association,* 26: 67-83.

- Altrock, C. von (1995): *Fuzzy Logic and Neurofuzzy Applications in Bussiness and Finance.* Prentice Hall. New Jersey.

- Amin, A. y S. Graham (1997): The ordinary city. Trans. *Institute of British Geographers,* 22: 411-429.

- Amir, S. (1994): The role of thermodynamics in the study of economic and ecological systems. *Ecological Economics,* 10: 125-142.

- Amir, S. (1995): The environmental cost of sustainable welfare. *Ecological Economics,* 13: 27-41.

- Anderson, T.W. (1984): *An introduction to multivariate statistical analysis*. Wiley and Sons Ltd. New York.

- Anderson, W.P.; P.V. Kanaroglou y E.J. Miller (1996): Urban form, energy and the environment: A Review of issues, evidence and policy. *Urban Studies*, 33 (1): 7-35.

- Andranovich, G.D. y G. Riposa (1993): *Doing Urban Research*. Sage Publications, Inc. London.

- Andrews, F.M. (ed.)(1986): *Research on the Quality of Life.* University of Michigan. Ann Arbor, Mich.

- Andrews, F.M. y S.B. Withey (1976): *Social Indicators of Well-being. American Perception of Life Quality*. Plenum Press. New York.

- Archibugi, F. (2001): City effect and urban overload as program indicators of the regional policy. *Social Indicators Research,* 54: 209-230.

- Archibugi, F. y P. Nijkamp (eds.)(1989): *Economy and Ecology: towards sustainable development.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Aronsson, T.; P.O. Johansson y K.G. Löfgren (1997): *Welfare Measurement, Sustainability and Green National Accounting. Cheltenham,* U.K. Edward Elgar Pub. Ltd.

- Arrow, J.K. (1951): *Social choice and individual values.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- Arrow, J.K. ; B. Bolin; R. Constanza; P. Dasgupta; C. Folke; C.S. Holling; B. Jansson; S. Levin; K. Mäler; C. Perrings y D. Pimentel (1995): Economic growth, carrying capacity and the environment. *Science,* 268: 520-521.

- Asheim, G.B. (1986): Hartwick's rule in open economics. *Canadian Journal of Economics*, 86: 395-402.

- Asheim, G.B. (1994): Net National Product as an Indicator of Sustainability. *Scandinavian Journal of Economics,* 96 (2): 257-65.

- Asheim, G.B. (1997): Adjusting Green NNP to Measure Sustainability. *Scandinavian Journal of Economics*, 99 (3): 355-370.

- Asheim, G.B.; W. Buchholz y B. Tungodden (2000): Justifying Sustainability, *Journal of Environmental Economics and Management*, 12: 1-17.

- Atkinson, A.B. (1970): On the measurement of inequality. *Journal of Economic Theory*, 2: 244-263.

- Atkinson, G.; R. Dubourg; K. Hamilton; M. Munashinghe; D. Pearce y C. Young (1997): *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the environment.* Edward Elgar Pub. Cheltenham. UK.

- Auerbach, A.J. (1982): The index of leading indicators: Measurement without theory thirty-five years later. *Review of Economic and Statistics*, 64: 589-595.

- Ayres, R.U. (1978): R*esources, Environment, and Economics: Applications of the Materials/Energy Balance Principle*. Wiley and Sons Ltd. New York.

- Ayres, R.U. (1994): *Information, Entropy and Progress. A new evolutionary paradigm*. American Institute of Physics. AIP Press. New York.

- Ayres, R.U. (1996): *Statistical measures of unsustainability. Ecological Economics,* 16: 239-255.

- Ayres, R.U. (1998): Ecothermodynamics: economics and the second law. *Ecological Economics*, 26: 189-209.

- Ayres, R.U. (1999): Materials, economics and the environment. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.):

Handbook of environmental and resource Economics. Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK: 867-894.

- Azar, C.; J. Holmberg y K. Lindgren (1996): Socio-ecological indicators for sustainability. *Ecological Economics, 18*: 89-112.

- Azqueta Oyarzun, D. (1996): *Valoración Económica de la calidad ambiental.* McGrawHill. Madrid.

- Azqueta Oyarzun, D. y A. Ferreiro Chao (eds.)(1994): *Análisis económico y gestión de recursos naturales.* Alianza Editorial. Madrid.

- Bacquelaine, M. (1993): The Measurement of Multidimensional Development: Comments on commonly Accepted Indicators. *International Journal of Social Economics,* 20 (11): 4-14.

- Bakkes, J.A.; G.J. van den Born; J.C. Helder; R.J. Swart; C.W. Hope y J.D.E. Parker (1994): *An Overview of Environmental Indicators: State of the Art and Perspectives*. UNEP. Nairobi, Kenia.

- Banister, D. (1999): Urban Sustainability. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.): *Handbook of Environmental and Resource Economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK: 560-568.

- Banister, D. (2000): Sustainable Urban Development and Transport. An Eurovision for 2020. *Transport Reviews*, 20 (1): 113-130.

- Banister, D.; K. Button y P. Nijkamp (eds.)(1999): *Environment, land use and urban policy.* Edward Elgar. Cheltenham, UK.

- Banister, D.; S. Watson y C. Wood (1997): Sustainable cities: Transport, energy and Urban form. *Environment and Planning* B, 24: 125-43.

- Barbier, E.B. (1999): Endogenous growth and natural resource scarcity. *Environmental and Resource Economics*, 14: 51-74.

- Barbier, E.B. y A. Markandya (1990): The conditions for achieving environmentally sustainable growth. *European Economic Review*, 34: 659-69.

- Bárdossy, A. y L. Duckstein (1995): *Fuzzy rule-based modeling with applications to geophysical, biological and engineering systems.* CRC Press. Boca Raton, FL.

- Barker, T. y J. Köhler (eds.)(1998): *International Competitiveness and Environmental Policies*. Edward Elgar. Cheltenham, UK.

- Barnett, H. y C. Morse (1963): *Scarcity and Growth: The Economics of Natural Resource*. Hopkins University Press. Baltimore.

- Barnett, V. y A. O'Hagan (1997): *Setting Environmental Standards. The statistical Approach to handling uncertainty and variatio*n. Ed. Chapman & Hall.

- Barro, R.J. (1990): Government spending in a simple model of endogenous growth. *Journal of Political Economy*, 98 (5): 103-25.

- Barro, R.J. y J. Sala-i-Martin (1995): *Economic Growth*. McGraw-Hill. New York.

- Bartelmus, P. (1994a): Environment, Growth and Development. *The concepts and strategies of sustainability*. Routledge. London.

- Bartelmus, P. (1994b): Towards a framework for Indicators of Sustainable Development. Department for Economic and Social information and Policy Analysis. *Working Paper Series*, 7. United Nations. New York.

- Bartelmus, P. (1995): Toward a System of Integrated Environmental and Economic Accounts (SEEA). En Milon, J.W. y J.F. Shogren (eds.): *Integrating Economic and Ecological Indicators. Practical Methods for Environmental Policy Analysis*. Praeger. Westport, Conn.: 141-153.

- Bartelmus, P. (1998): The value of nature-valuation in environmental accounting. En Uno, K.. y P. Bartelmus (eds.): *Environmental accounting in theory and Practice.* Kluwer, Dordrecht: 263-307.

- Bartelmus, P.; C. Stahmer y J. van Tongeren (1991): Integrated environmental and economic accounting: framework for a SNA satellite system. *Review of Income and Wealth*, 37 (2), 111-48.

- Batista Foguet, J.M. y M.R. Martínez Arias (1989): *Análisis Multivariante. Análisis de Componentes Principales.* Colección Esade. Editorial Hispano Europea. Barcelona.

- Bauer, P.T. (1971): *Crítica de la Teoría del Desarrollo.* Edición española de 1988. Editorial Orbis. Barcelona.

- Bauer, R.A. (ed.) (1966): *Social Indicators.* MIT Press. Cambridge, Mass.

- Baumol, W.J. y C.A. Wilson (eds.)(2001): *Welfare Economics.* Edward Elgar. Cheltenham, UK.

- Baumol, W.J. y W.E. Oates (1988): *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

- Beard, T.R. y G.A. Lozada (1999): *Economics, Entropy and the Environment: the extraordinary economics of Nicholas Georgescu-Roegen.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.

- Beckenbach, E. y R. Bellman (1961): *An Introduction to Inequalities.* Random House. New York.

- Beers, G.; Ch. Howe; I. Johnson; T. Panayatou; F. Petrella; D. Azqueta; A. de Bustos; E. Decimavilla; A. Garrido; C. Martín; A. Montalvo; J.M. Naredo; A. Prada; F. Sáez; C. San Juan; J.M. Sumpsi; F.J. Velázquez y M. Viladrich. (1997): *Environmental Economics in the European Union.* Mundi-Prensa & Univ. Carlos III. Madrid.

- Bell, D. (1969): The idea of a social Report. *The Public Interest*, 15.

- Bell, S. y S. Morse (1998): *Sustainability Indicators: Measuring the Immensurable?*. Earthscan Publications Ltd. London.

- Bellman, R.E. y L.A. Zadeh (1970): Decision making in a fuzzy environment. *Management Science,* 17: 141-64.

- Bellman, R.E. y M. Giertz (1973): On the analytic formalism of the theory of fuzzy sets. *Inform. Sci.*, 5: 149-156.

- Beltratti, A. (1995): Growth with natural and environmental resources. Fondazione EM *Working Paper,* 58.95. Fondazione EM. Rome.

- Beltratti, A., G. Chichilnisky, y G.M. Heal (1995): The green golden rule: Valuing the Long Run. *Economic Letters*, 49 (2): 175-79.

- Bergh, J.C.J.M. van den (1996): *Ecological Economics and Sustainable Development: theory, methods and applications.* Edward Elgar. Cheltenham, UK.

- Bergh, J.C.J.M. van den (2000): Themes, Approaches, and differences with Environmental Economics. *TI Discussion Paper* 2000-080/3. Tinbergen Institute. Amsterdam-Rotterdam. The Netherlands.

- Bergh, J.C.J.M. van den (ed.)(1999): *Handbook of Environmental and Resource Economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.

- Bergh, J.C.J.M. van den y D.B. van Veen-Groot (1999): Constructing Aggregate Environmental-Economic Indicators: A comparison of 12 OECD Countries. *TI Discussion Paper* 99-064/3. Tinbergen Institute. Amsterdam-Rotterdam. The Netherlands.

- Bergh, J.C.J.M. van den y H. Verbruggen (1999): Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the "ecological footprint". *Ecological Economics,* 29: 61-72.

- Bergh, J.C.J.M. van den y J.M. Gowdy (2000): Evolutionary theories in Environmental and Resource Economics: Approaches and Applications. *Environmental and Resource Economics,* 17: 37-57.

- Bergh, J.C.J.M. van den y M.W. Hofkes (1997): A survey of Economic Modeling of Sustainable Development. TI *Discussion Paper* 97/107-3. Tinbergen Institute. Amsterdam-Rotterdam. The Netherlands.

- Bergh, J.C.J.M. van den y M.W. Hofkes (eds.)(1998): *The Flag model. Theory and implementation of Sustainable Development modelling.* Kluwer, Dordrecht.

- Bergh, J.C.J.M. van den y P. Nijkamp (1991): A general dynamic economic-ecological model for regional sustainable development. *Journal of Environmental Systems,* 20: 89-214.

- Bergh, J.C.J.M. van den y P. Nijkamp (1994): Dinamic macro modelling and materials balance; economic-

environmental integration for sustainable development. *Economic Modelling,* 11 (3): 283-307.

• Bergh, J.C.J.M. van den, P. Nijkamp y P. Rietveld (eds.)(1995): *Recents advances in spatial equilibrium modelling: Methodology and Applications.* Springer-Verlag, Berlin.

• Bergh, J.C.J.M. van den; K. Button; P. Nijkamp y G. Pepping (1997): *Meta-analysis of Environmental Policies.* Elsevier.

• Bergson, A. (1938): A reformulation of certain aspects of welfare economics. *Quarterly Journal of Economics*, 52: 314-44.

• Bertalanffy, L. von (1968). *General System Theory: foundations, development, applications.* Braziller. New York.

• Bertoluzza, C.; N. Corral y A. Salas (1995): On a new class of distances between fuzzy numbers. *Mathware & Soft Computing,* 2: 71-84.

• Bettini, V. (1996): *Elementi di Ecologia Urbana.* Eimaudi. Turin. Traducción al español de la Editorial Trotta (1998).

• Bicknell, K.B.; R.J. Ball; R. Cullen; H.R. Bigsby (1998): New methodology for the ecological footprint with an application to the New Zealand economy. *Ecological Economics,* 27: 149-160.

• Biderman, A.D. (1966): Social Indicators and Goals, en Bauer, R.A. (ed.): *Social Indicators.* MIT Press. Cambridge, U.K.

• Bishop, R. (1978): Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimun standard. *American Journal of Agricultural Economics,* 60: 10-13.

• Bocking, S. (1994): Visions of nature and society: a history of the ecosystem concept. *Alternatives,* 20 (3): 12-18.

• Boisvert, V.; N. Holec y F.D. Vivien (1998): Economic and Environmental information for sustainability. En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series.* Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK.: 1-18.

• Bolund, P. y S. Hunhammar (1999): Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics,* 29: 293-301.

• Bonissone, P.P. (1982): A fuzzy sets based linguistic approach: theory and applications. En Gupta, M.M. y E. Sanchez (eds.): *Approximate reasoning in Decision Analysis.* North-Holland. Amsterdam: 329-339.

• Bonissone, P.P. y K.S. Decker (1986): Selecting uncertainty calculi and granularity: an experiment in trading-off precision and complexity. En Kanal, L.H. y J.F. Lemmer (eds.): *Uncertainty in Artificial Intelligence.* North-Holland. Amsterdam: 217-247.

• Boo, A.J. de; P.R. Bosh; C.N. Gorter y S.J. Keuning (1993): An environmental module and the complete system of national accounts. En Franz, A. y C. Stahmer (eds.): *Approaches to environmental Accounting.* Physica Verlag. Heidelberg.

• Borja, J. y M. Castells (1997): Local y Global. *La gestión de las ciudades en la era de la información.* Editorial Taurus. Madrid.

• Bosch, P. (2001): Aggregating the EU headline Indicators. *Workshop Measure and communicate sustainable development: A science and Policy Dialogue.* European Environment Agency. Stockholm, 4-5 April.

• Bossel, H. (1996): Deriving indicators of sustainable development. *Environmental Modeling and Assessment,* 1(4): 193-218.

• Bossel, H. (1998): Ecosystems and society. Orientations for sustainable development. En F. Müller y M. Leupelt (eds.): *Eco Targets, Goal Functions and Orienters.* Springer. Berlin: 366-380.

• Bossel, H. (1999): *Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Application.* IISD. Winnipeg, Canada.

• Bosserman, R.W. y R.K. Ragade (1982): Ecosystem analysis using fuzzy set theory. *Ecological Modelling,* 16: 191-208.

• Boulding, K. (1966): The economics of the coming spaceship earth. En Jarret, H. (ed.): *Environmental Quality in a Growing Economy.* Baltimore. John Hopkins.

• Boulding, K. (1978): *Ecodynamics.* Sage. Beverly Hills.

• Boyden, S. (1992): Biohistory: the interplay between human society and the biosphere. UNESCO. *Man and the Biosphere series,* 8. Parthenon Publishing. Pearl River. New York.

• Boyden, S. (1996): The city: so human an ecosystem. *Nature & Resources,* 32 (2). UNESCO. Parthenon Publishing. Pearl River, New York.

• Boyden, S.; S. Millar; K. Newcombe y B. O'Neill (1981): *The ecology of a city and its people.* The Case of Hong Kong. Australian National University Press. Canberra.

• Boyle, C. y L. Lavkulich (1997): Carbon pool dynamics in the Lower Fraser Basin from 1827 to 1990. *Environmental Management,* 21: 443-445.

• Breheny, M.J. (ed.)(1992): *Sustainable Development and Urban Form.* Pion. London.

• Brekke, K.A. (1997): *Economic Growth and the Environment. On the measurement of Income and Welfare.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.

• Brink, T. (1991): The AMOEBA approach as a useful tool for establishing sustainable development?. En Kuik, O. y H. Verbruggen (eds): *In search of Indicators of Sustainable* Development. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands: 71-89.

• Brink, T. y S.H. Hosper (1989): Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. H2O 1989 (22)/20: 612-617.

• Bromley, D.W. (ed.) (1995): *Handbook of environmental economics.* Blackwell. Oxford.

• Brown, G. y B.C. Field (1978): Implications of Alternative Measures of Natural Resource Scarcity. *Journal of Political Economy,* 86: 229-243.

• Brown, L.R. et al. (2000): State of the World 2000. *A Worldwatch Institute Report on Progress towards a Sustainable Society.* W. W. Norton & Company. New York, London.

• Brown, L.R.; M. Renner y C. Flavin (1997): *Vital Signs* 1997. Worldwatch Institute. W. W. Norton & Company. New York, London.

• Brown, L.R.; M. Renner y C. Flavin (1999): *Vital Signs* 1999. Worldwatch Institute. W. W. Norton & Company. New York, London.

• Brugmann, J. (1992): *Managing Human Ecosistems: Principles for Ecological Municipal Management.* ICLEI. Toronto.

• Brugmann, J. y R. Hersh (1991): *Cities as Ecosystems: opportunities for local governments.* ICLEI. Toronto.

• Brundtland, G.H. (1987) *Our Common Future.* Oxford University Press.

• Bruyn, S.M. de y R.J. Heintz (1999): The environmental Kuznets curve hypothesis. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.): *Handbook of Environmental and Resource Economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.: 656-677.

• Bryman, A. y D. Cramer (2001): *Quantitative Data Analysis with SPSS Release 10 for Windows. A Guide for Social Scientists.* Routledge. Sussex, UK.

• Bullard, C. y R. Herendeen (1975): The energy cost of goods and services. *Energy policy,* 3: 268-78.

• Burns, A.F. y W.C. Mitchell (1946): *Measuring Business Cycles.* National Bureau of Economic Research, New York.

• Burton, P.S. (1993): Intergenerational preferences and intergenerational equity considerations in optimal resource harvesting. *Journal of Environmental Economics and Management,* 24: 119-32.

• Buscema, M. ; L. Diappi (1999): The complex structure of the city. A cognitive approach based on neural networks. *Cibergeo,* 100.

• Cabeza Gutés, M. (1996): The Concept of Weak Sustainability. *Ecological Economics,* 17: 147-156.

- Cadman, D. y G. Payne (eds.)(1990): *The Living City. Towards a sustainable future.* Routledge. London

- Camagni, R. (1992): *Economia Urbana: Principi e modelli*. NIS. Rome.

- Camagni, R. (ed.) (1996): *Economia e Pianificazione della Città Sostenibile.* Il Mulino, Bologna.

- Camagni, R.; R. Capello y P. Nijkamp (1998): Toward sustainable city policy: an economy-environment technology nexus. *Ecological Economics*, 24: 103-118.

- Campbell, A. y P.E. Converse (eds.)(1972): *The Human Meaning of Social Change.* Russell Sage Foundation. New York.

- Campbell, A.; P.E. Converse y W. Rogers (1976): *The Quality of American Life: perceptions, Evaluations and Satisfaction.* Russell Sage Foundation. New York.

- Campbell, D.T. y D.W. Fiske (1959): Convergent and discriminant validation by the multitrait-multimethod index. *Psychological Bulletin,* 56: 81-105.

- Campo Urbano, S. del (dir.)(1972): *Los Indicadores Sociales a Debate.* Fundación Foessa. Euramérica, Madrid.

- Cao, G. (1995): The definition of the niche by fuzzy set theory. *Ecological Modelling,* 77: 65-71.

- Capello, R.P. y R. Camagni (2000): Beyond Optimal City Size. An Evaluation of Alternative Urban Growth Patterns. Urban Studies, 37 (9): 1479-1496.

- Capello, R.P.; P. Nijkamp y G. Pepping (1999): *Urban Sustainability and Energy Policies.* Springer Verlag. Berlin.

- Capital (2001): Las ciudades con mejor calidad de vida de España. Art. *Revista. Capital,* 10: 96-109.

- Carew-Reid, J.; R. Prescott-Allen; S. Bass y B. Dalal-Clayton (1994): *Strategies for National Sustainable Development: A Handbook for their Planning and Implementation.* IIED y IUCN. Earthscan Publications. Feltham, England.

- Car-Free Cities Club (1994): *Car-Free Cities* Charter. Brussels.

- Carley, M. (1981): *Social Measurement and Social Indicators. Contemporary Social Research.* George Allen & Unwin. London.

- Carmines, E.G. y R.A. Zeller (1979): *Reliability and validity assessment.* Sage Pub. London.

- Carmona Guillén, J.A. (1977): *Los Indicadores Sociales, Hoy.* Centro de Investigaciones Sociológicas. Madrid.

- Castañeda, B.E. (1999): An index of sustainable economic welfare (ISEW) for Chile. *Ecological Economics,* 28: 231-244.

- Castells, M. (1989): *The Informational City: information technology, economic restructuring and the urban-regional process.* Blackwell. Oxford.

- Castells, M. (1990): Estrategias de Desarrollo Metropolitano en las Grandes Ciudades Españolas: La articulación entre Crecimiento y Calidad de Vida. En VVAA (eds.): *Las Grandes Ciudades españolas en la década de los 90.* Ed. Sistema. Madrid.

- Castells, M. (1991): El Auge de la Ciudad Dual. ALFOZ, 24: 89-103.

- Castells, M. (1997): *La sociedad Red. La era de la información: economía, sociedad y cultura.* Vol.1. Alianza Editorial. Madrid.

- Castells, M. y P. Hall (1994): *Technopoles of the World. The making of 21st century industrial complexes.* Routledge. London.

- Castro Bonaño, J.M. (1995): Carta Verde sobre Medio Ambiente Urbano. Instrumento para el Desarrollo Sostenible en Áreas Urbanas. El Caso de Málaga. *I Congreso sobre Derecho y Medio Ambiente.* Universidad Carlos III y CIMA. Sevilla.

- Castro Bonaño, J.M. (1997): El Desarrollo Sostenible como meta en la planificación socioeconómica de Andalucía. *II Congreso Internacional de Universidades por el Desarrollo Sostenible y el Medio Ambiente.* OIUDSMA. 11-14 diciembre. Granada.

- Castro Bonaño, J.M. (1998): Algunas reflexiones sobre sistemas de indicadores de medio ambiente

urbano. *Actas del I Congreso Mundial sobre Salud y Medio Ambiente Urbano.* 7-10 julio, Madrid.

- Castro Bonaño, J.M. (2000): Principales Tendencias en la Medición de la Sostenibilidad Urbana mediante Indicadores. En Instituto de Estadística de Andalucía (ed.): *Estadística y Medio Ambiente.* Sevilla.: 105-125

- Castro Bonaño, J.M. y A. Morillas Raya (1998): *Alternative Design for the City Development Index based on Distance Measure.* Research Partnership for the "Analysis of the Global Urban Indicators Database and Design of Urban Indices". Urban Indicators Programme. Global Urban Observatory. Nairobi.

- Cattell, R.B. (1965): Factor Analysis: an introduction to essentials. *Biometrics*, 21: 190-215.

- CCE (1990): *Libro Verde sobre el Medio Ambiente Urbano.* D.G. XI. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1992): Hacia la Sostenibilidad: *V Programa comunitario de política y acción en relación al medio ambiente y el desarrollo sostenible.* COM(92) 23. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1993): *Crecimiento, Competitividad, Empleo - Retos y pistas para entrar en el siglo XXI* - Libro Blanco COM(93)700. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1994a): *Ciudades Europeas Sostenibles.* Primer Informe. Comisión Europea y Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente Urbano. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1994b): *Directions for the EU on Environmental Indicators and Green National Accounting. Communication from the Commission.* COM(94) 670. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1994c): *Europa 2000+: Cooperación para el desarrollo territorial europeo.* Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1995a): *Jornadas de Elaboración de Agendas Locales 21. Instrumentos para la sostenibilidad urbana.* DG. XI. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1995b): *La Red de Ciudadanos. Cómo aprovechar el potencial del transporte público de viajeros en Europa - Libro Verde* COM(95) 601. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1996a): *European Sustainable Cities. Report by the Expert Group on the Urban Environment.* D.G. XI. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1996b): *Vida Urbana Sostenible en las próximas décadas.* Jornadas Locales de Prospectiva (EASW). Programa Value II. DG XIII en colaboracion con DG. XI. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1996c): *Política futura de lucha contra el ruido - Libro Verde* COM(96)540. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas

- CCE (1997a): *Towards an Urban Agenda in the European Union. Communication from the Commission.* COM(97)197. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (1997b): *La Europa de las Ciudades.* Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (2000a): *The Noise Policy of the European Union.* Year 2 (1999-2000). Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (2000b): *Hacia un Perfil de la Sostenibilidad Local: indicadores comunes europeos.* Comisión de las Comunidades Europeas. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (2001a): *Medio Ambiente 2010. El futuro está en nuestras manos.* Comunicación de la Comisión. COM (2001) 31. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- CCE (2001b): *A sustainable Europe for a Better World: A European Union Strategy for Sustainable Development. Communication from the Commission.* COM (2001) 264. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- Center for Neighbourhood Technology (1993): *Chicago's sustainability indicators. The Neighbourhood Works.* CNT. Chicago.

- CEOTMA (1982): *La Calidad de Vida en España.* Centro de Estudios de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.

- Chakravarty, S.R. y B. Dutta (1987): A note on Measures of distance between income distributions. *Journal of Economic Theory,* 41: 185-188.

- Chambers, N. (2000): Ecological Footprinting as an indicator of sustainability. Progress in *Environmental Science,* 2 (2): 147-153.

- Chen, S.J. y C.L. Hwang (1992): Fuzzy multiple attribute Decision Making. Methods and Applications. Springer-Verlag. New York.

- Chevalier, S.; R. Choiniere y L. Bernier *et al.*(1992): *User guide to 40 Community Health Indicators.* Community Health Division. Health and Welfare Canada, Ottawa.

- Chichilnisky, G. (1977): Economic development and efficiency criteria in the satisfaction of basic needs. *Applied Mathematical Modeling*, 1 (6): 290-97.

- Chichilnisky, G. (1996): An axiomatic approach to Sustainable Development. *Social Choice and Welfare,* 13 (2): 231-57.

- Choi, D.Y. y K.W. Oh (2000): ASA and its applications to multi-criteria decision making. *Fuzzy Sets and Systems,* 114: 89-102.

- Choi, Y (1994): A green GNP model and sustainable growth. *Journal of Economic Studies,* 21 (6): 37-45.

- Choquet, G. (1953): Theory of capacities. *Ann. Inst. Fourier,* 5: 131-295.

- Chueca Goitia, F. (1968): *Breve Historia del Urbanismo.* Alianza Editorial. Madrid.

- Cicerchia, A. (1996): Indicators for the measurement of the quality of urban life: What is the appropiate territorial dimension?. *Social Indicators Research,* 39: 321-358.

- CIEDES (1995). *Carta Verde de Málaga. Declaración de La Cónsula.* Patronato Fundación CIEDES. Málaga.

- CIEDES (1996). *Plan Estratégico de Málaga. La aventura de diseñar el propio futuro.* Patronato Fundación CIEDES. Málaga.

- Ciriacy-Wantrup, S.V. (1952): *Resource Conservation: Economics and Policies.* Berkeley. CA. University of California Press.

- City of Toronto (1991): *Selected Healthy City Indicators: A Research Agenda.* Healthy City Office. Toronto, Ontario.

- Civanlar, M.R. y H.J. Trussel (1986): Constructing membership functions using statistical data. *Fuzzy Sets and Systems,* 18: 1-13.

- Clark, C.W. (1990): *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources.* 2nd. Ed. Wiley and Sons Ltd. New York.

- Clark, C.W. (1991): Economic Biases against Sustainable Development. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability.* New York, Columbia University Press: 319-330.

- Clark, N.; F. Pérez Trejo y P. Allen (1995): *Evolutionary Dinamics and Sustainable Development: A System Approach*. Edward Elgar. Aldershot and Vermont.

- Clayton, A. y N. Radcliffe (1993): *Sustainability: A System Approach.* Earthscan Pub. Ltd. London.

- Cleveland, C.J. (1992): Energy quality and energy surplus in the extraction of fossil fuels in the US. *Ecological Economics,* 6: 139-62.

- Cleveland, C.J. ; R.K. Kaufmann y D.I. Stern (2000): Aggregation and the role of energy in the economy. *Ecological Economics,* 32: 301-317

- Cleveland, C.J. y D. I. Stern (1999): Indicators of natural resource scarcity: a review and synthesis. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.): Handbook of Environmental and Resource Economics. Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.: 89-108.

- CMA (1995): *Plan de Medio Ambiente de Andalucía. 1997-2002.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (1996a): *SINAMBA Difusión.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (1996b): *La Tabla Input-Output Medioambiental de Andalucía, 1990. Aproximación a la integración de las variables medioambientales en el modelo input-output.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

- CMA (1997a): *El Medio Ambiente Urbano en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (1997b): *Informe 1996. Medio Ambiente en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (1998): *Informe 1997. Medio Ambiente en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (1999): *Informe 1998. Medio Ambiente en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (2000a): *Bases para la Agenda 21 Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (2000b): *Informe 1999. Medio Ambiente en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (2001a): *Bases para un Sistema de Indicadores de Medio Ambiente Urbano en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (2001b): *Agendas Locales 21 en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (2001c): *Informe 2000. Medio Ambiente en Andalucía.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA (2001d): *Encuesta sobre medio ambiente urbano en Andalucía 1999.* Junta de Andalucía. Sevilla. En prensa.

- Coase, R.H. (1960): The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics,* 3 (1): 1-44.

- Cobb, C.W. (2000): *Measurement tools and the quality of life. Redefining Progress.* San Francisco, California.

- Cobb, C.W. y C. Rixford (1998): *Lessons learned from the history of social indicators.* Redefining Progress. San Francisco, CA.

- Cobb, C.W. y J.B. Cobb (1994): *The Green National Product: a proposed index of Sustainable Economic Welfare.* University Press of America. Lanham, MD.New York.

- Cobb, C.W.; T. Halstead y J. Rowe (1995a): If the GDP is up, Why is America Down?. *Atlantic Monthly,* 276 (4): 59-78

- Cobb, C.W.; T. Halstead y J. Rowe (1995b): *The Genuine Progress Indicator -summary of data and methodology.* Redefining Progress. Washington, DC.

- Cohen, W.J. (1968): Social indicators: statistics for public policy. *American Statistician* 22: 14-16.

- Collados, C. y T.P. Duane (1999): Natural Capital and quality of life: a model for evaluating the sustainability of alternative regional development paths. *Ecological Economics,* 30: 441-460.

- Common, M. (1988): *Environmental and Resource Economics.* Longman, London.

- Common, M. y C. Perrings (1992): Towards an Ecological Economics of Sustainability. *Ecological Economics,* 6(1):7-34.

- Comrey, A.L. (1985): *Manual de Análisis Factorial.* Cátedra. Madrid.

- Constanza, R. (1991): Assuring sustainability of Ecological Economic Systems. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability.* New York, Columbia University Press.: 331-343.

- Constanza, R. (ed.)(1991): *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. New York, Columbia University Press.

- Constanza, R. y B.C. Patten (1995) Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics,* 15: 193-196.

- Constanza, R. y H.E. Daly (1992): Natural capital and Sustainable Development. *Conservation Biology,* 6 (1): 37-9.

- Constanza, R.; D´Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O´Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P. y M. Van Den Belt (1997): The value of the world´s ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387: 253-260.

- Constanza, R.; H.E. Daly y J.A. Bartholomew (1991): Goals, agenda, and policy recommendations for Ecological Economics. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability.* New York, Columbia University Press.: 1-21.

- Constanza, R.; J. Cumberland; H. Daly; R. Goodland y R. Norgaard (1999): *Introducción a la Economía Ecológica.* AENOR. Madrid. 1ª Ed. en inglés de 1997.

- Cornelissen, A.M.G., J. van den Berg; W.J. Koops; M. Grossman y H.M.J. Udo (2001): Assessment of the contribution of sustainability indicators to sustainable development: a novel approach using fuzzy set theory. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 86: 173-185.

- Corson, W. (1993): *Measuring Urban Sustainability*. Global Tomorrow Coalition, Washington D.C.

- Costanza, R.; S. Gottlieb (1998): Modelling ecological and economic systems with STELLA: Part II. *Ecological Modelling,* 112 (2-3): 81-84.

- Cox, E. (1998): *The Fuzzy Systems Handbook.* AP Professional. Boston.

- Cuadras, C.M. (1996): *Métodos de análisis multivariante.* Editorial Universitaria de Barcelona. Barcelona.

- Custance, J. y H. Hillier (1998): Statistical Issues in Developping Indicators of Sustainable Development. *Journal of the Royal Statistical Society* A, 161: 281-290

- Cyert, R.M. y M.H. de Groot (1987): *Bayesian Analysis and Uncertainty in Economic Theory.* Rowman & Littlefield. Totowa.

- Dagum, C. (1980): Inequality measures between Income distributions with applications. *Econometrica,* 48 (7).

- Dagum, C. y A. Lemmi (1995): *Income Distribution, Social Welfare, Inequality, and Poverty.* Series Research on Economic Inequality. Jai Press. Greenwich Connecticut.

- Dahl, A.L. (1997a): The big picture: comprehensive approaches. En Moldan, B. y S. Billhartz (eds.): *Sustainability indicators: Report of the project on Indicators of Sustainable Development.* SCOPE. Wiley and Sons Ltd. Chichester, UK: 69-83.

- Dahl, A.L. (1997b): From concept to indicator: dimensions expressed as vectors. En Moldan, B. y S. Billhartz (eds.): *Sustainability indicators: Report of the project on Indicators of Sustainable Development.* SCOPE. Wiley and Sons Ltd. Chichester, UK: 125-128

- Daily, G.C. y P. R. Ehrlich (1992): Population, sustainability and Earth´s carrying capacity: a framework for estimating population sizes and lifestiles that could be sustained without undermining future generations. *Bioscience,* 42 (10):761-771.

- Daly, H. (1989): Sustainable Development: from concept and theory towards operational principles. *Population and Development Review,* 19: 22-27

- Daly, H. (1990): Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics,* vol.2 No. 1.

- Daly, H. (1991): Elements of Environmental Macroeconomics. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability.* New York, Columbia University Press.: 32-46.

- Daly, H. (1992): *Steady-State Economics.* Earthscan. London. Primera edición en 1977.

- Daly, H. (1994): Operationalizing Sustainable Development by investing in natural capital. En

Jansson, A.M; Hammer, M.; Folke, C. y R. Constanza (eds.): *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability.* New York. Columbia university Press.: 32-46.

• Daly, H. (ed.)(1973): *Toward a Steady-State Economy.* San Francisco, W.H. Freeman.

• Daly, H. y J. Cobb (1989): *For the Common Good.* Boston, MA. Beacon Press. Existe edición en español de 1993. Fondo de Cultura Económica. México, DF. México.

• Daly, H. y K.N. Townsend (eds.) (1993): *Valuing the Earth: Economic, Ecology and Ethics.* MIT Press. Boston.

• Daly, H. y R. Goodland (1992). *An Ecological-Economic Assessment of Deregulation of International Commerce under GATT,* Washington DC. The World Bank.

• Dasgupta, P. (1996): *Environmental and Resource Economics in the World of the Poor.* Resources for the future. Washington, DC.

• Dasgupta, P.S. (1993): *The Population Problem. An Enquiry into Well-Being and Destitution.* Oxford. Clarendon.

• Dasgupta, P.S. (1995): Optimal development and the idea of net national product. En I. Goldin y A. Winters (eds.): *The Economics of Sustainable Development.* Cambridge University Press. Cambridge.

• Dasgupta, P.S. y G.M. Heal (1974): *The Optimal Depletion of Exhaustible Resources. Review of Economics Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources*, vol 41. Edinburgh. Longman: 3-28.

• Dasgupta, P.S. y G.M. Heal (1979): *Economic Theory and Exhaustible Resources.* London. Cambridge University Press.

• Dasgupta. P.S. y Mäler, K.G. (1998): Decentralization Schemes, Cost-Benefit Analysis, and Net National Product as a Measure of Social Well-being. Discussion Paper 98.41. *Resources for the Future.* Washington, DC.

• De Groot, R.S. (1992): *Functions of Nature.* Wolters-Noordhoff.

• De Silva, A.P.G.S.; R.O. Thattil y S.S. Gamini (2000): Construction of a Composite Index of Human Development for Developing Nations. Proceedings of Statistics, Development and Human Rights. *ISI/IAOS Conferences.* Montreaux 4-8 October.

• Deelstra, T.; H.N. Van Emden; W.H. De Hoop y R.H.G. Jongman (eds.)(1991): The resourceful city: Managemen Approaches to Efficient Cities Fit to Live in. Proceedings of the MAB-11 Workshop, Amsterdam, 13-16 September 1989. *Netherlands MAB Committee.* Amsterdam.

• Delgado Cabeza, M. y A. Morillas Raya (1991): Metodología para la incorporación del medio ambiente en la planificación económica. *Monografías de Economía y Medio Ambiente, n. 1. Consejería de Medio Ambiente.* Junta de Andalucía. Sevilla.

• Delgado Cabeza, M. (1981): *Dependencia y Marginación de la Economía Andaluza.* Monte de Piedad y Caja de Ahorros, Córdoba.

• Dellink, R.; M. Bennis y H. Werbruggen (1999): Sustainable economic structures. *Ecological Economics,* 29: 141-154.

• Despic, O. y S.P. Simonovic (2000): Aggregation operators for soft decision making in water resources. *Fuzzy Sets and Systems,* 115: 11-33.

• Diamond, P. (1988): Fuzzy Least Squares. *Information Sciences,* 46: 141-157.

• Diappi, L.; M. Buscema y M. Ottanà (1998): A Neural Network Investigation on the Crucial Assests of Urban Sustainability. *Substance Use and Misuse, Special Issue on Artificial Neural Networks and Social Systems,* 33 (3): 793-817.

• Diappi, L.; P. Bolchi y L. Franzini (1999): Urban Sustainability: complex interactions and the measurement of risk. *Cibergeo,* 98: 1- 28.

• Dillon, W.R. y M. Goldstein (1984): *Multivariate Analysis. Methods and Applications.* Wiley & Sons. New York.

- Dixit, A.; Hammond, P. y M. Hoel (1980); On Hartwick's Rule for regular maximin paths of capital accumulation and resource depletion. *Review of Economic Studies,* 45, 551-6.

- Dodds, S. (1997): Toward a 'Science of Sustainability': Improving the way. *Ecological Economics* understands human well-being. *Ecological Economics,* 23: 95-111.

- Douglas, I. (1983): *The Urban Environment.* Arnold. London.

- Doyle, Y.; D. Brunning; C. Cryer; S. Hedley y C.R. Hodgson (1996): *Healthy Cities Indicators: Analysis of data from cities across Europe.* World Health Organization Office for Europe. Copenhagen.

- Drewnowski, J. (1970): *Studies in the measurement of levels of living and welfare.* Report 70.3. UNRISD. Geneve.

- Drewnowski, J. (1974): *On measuring and planning the quality of life.* Mouton. The Hague.
Driankov, D.; H. Hellendoorn y M. Reinfrank (1996): *An introduction to fuzzy control.* 2nd Ed. Springer-Verlag. New York.

- Dubois, D. y H. Prade (1979): Decision Making under fuzziness. En: Gupta, M.M.; R.K. Ragade y R.R. Yager (eds.): *Advances in fuzzy set theory and applications.* North-Holland. Amsterdam.

- Dubois, D. y H. Prade (1980): *Fuzzy Sets and Systems: Theory and Applications*. Academic Press. New York.

- Dubois, D. y H. Prade (1984): Criteria aggregation and ranking of Alternatives in the framework of fuzzy set theory. En Zimmermann, H.-J.; L.A. Zadeh y B.R. Gaines (eds.)*: Fuzzy sets and Decision Analysis.* North-Holland. Amsterdam: 209-240.

- Dubois, D. y H. Prade (1985): A review of fuzzy set aggregation connectives. *Information Sciences*, 36: 85-121.

- Dubois, D. y H. Prade (1986): Fuzzy sets and statistical data. E*uropean Journal of Operational Reseach,* 25:345-356.

- Dubourg, R. y D. Pearce (1996): Paradigms fo environmental choice: sustainability vs. optimality. En Faucheux, S.; Pearce, D. y J. Proops (eds.): *Models of Sustainable Development.* Cheltenham, Uk. Edward Elgar.: 21-36.

- Ebert, U. (1984): Measures of distance between Income distributions. *Journal of Economic Theory,* 32: 266-274.

- EEA (1995): *Europe´s Environment: The Dobris´Assessment.* European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- EEA (1998): *Europe´s Environment: The second Assessment.* European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- EEA (1999): *Medio Ambiente en la Unión Europea en el cambio de siglo.* European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- EEA (2000): *Environmental Signals 2000.* European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- EFILWC (1997a): *Perceive-conceive-achieve the sustainable city.* European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions. Dublin.

- EFILWC (1997b): *Redefining concepts, challenges and practices of urban sustainability.* European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions. Dublin.

- Ehrlich, P.R. (1989). The limits to substitution: meta resource depletion and new economic-ecological paradigm. *Ecological Economics*, 1.(1).

- Ehrlich, P.R. y A.H. Ehrlich (1993): *La explosión Demográfica. El principal problema ecológico.* Ed. Salvat. Barcelona.

- Ehrlich, P.R. y J.P. Holdren (1971): Impact of population growth. *Science,* 171: 1212-1217.

- Eisner, R. (1988): Extended accounts for national income and product. *Journal of Economic Literature,* 26: 1611-1684.

- El Serafy, S. (1991): Sustainability, income measurement and Growth. En Goodland, E. (ed.): *Environmentally Sustainable Economic Development: Building on Brundtland.* Paris: Unesco.

- Enea, M. y G. Salemi (2001): Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling,* 136:131-147.

- England, R.W. (1998a): Measurement of social well-being: Alternatives to gross domestic product. *Ecological Economics,* 25: 89-103.

- England, R.W. (1998b): Should we pursue measurement of the natural capital stock?. *Ecological Economics*, 27: 257-266.

- England, R.W. (2000): Natural Capital and the theory of economic growth. *Ecological Economics,* 34: 425-431.

- Environment Canada (1991): *The State of Canada's Environment.* Environment Canada. Government of Canada. Ottawa, Ontario.

- Estebanez Álvarez, J. (1989): *Las Ciudades. Morfología y estructura*. Ed. Síntesis. Madrid.

- EUROSTAT (1998): *Indicadores de Desarrollo Sostenible. Estudio piloto según la metodología de la Comisión de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas.* Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. Luxemburgo.

- EUROSTAT (2000). *Toward environmental Pressure Indicators for the EU.* Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- Everitt, B.S. y G. Dunn (2001): *Applied Multivariate Data Analysis.* Arnold. London.

- Faber, M. y J.L.R. Proops (1990): *Evolution, time, production and the environment.* Springer-Verlag. Heidelberg.

- Faber, M.; Manstetten, R. y J. Proops (1996): *Ecological Economics. Concepts and methods.* Edward Elgar. Cheltenham. UK

- Farmer, M.C. y A. Randall (1998): The Rationality of a Safe Minimum Standard. *Land Economics,* 74 (3): 287-302.

- Farzin, Y.H. (1984): The effects of the discount rate of depletion of exhaustible resources. *Journal of Political Economy,* 92 (5): 841-51.

- Faucheux, S. (1994): Energy analysis and sustainable development. En R. Pethig (ed.): *Valuing the Environment: Methodological and Measurement Issues.* Dordrecht/New York: Kluwer.: 325-346.

- Faucheux, S. ; M. O'Connor y S. van den Hove (1998): Towards a Sustainable National Income. En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series.* Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK.: 261-280.

- Faucheux, S. y M. O´Connor (1998a): Introduction. En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series.* Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK.: 1-18.

- Faucheux, S. y M. O'Connor (1998b): Energy measures and their uses. En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series.* Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK.: 121-166.

- Faucheux, S., G. Froger y G. Munda (1998): Multicriteria decision Aid and the sustainability tree. En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series.* Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK.: 187-214.

- Faucheux, S., G. Froger, y M. O'Connor (1994): The costs of achieving sustainability. *Discussion paper in resource economics and Environmental Management.* University of York. York, UK.

- Faucheux, S.; Muir, E.; O'Connor, M. (1997): Neoclassical theory of natural capital and "weak" indicators for sustainability. *Land Economics,* 15 (1): 29-42.

- Faucheux, S.; Muir, E.; O'Connor, M. (1998): "Weak Natural Capital Theory". En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series*. Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK: 43-74.

- Fernández Durán, R. (1993). *La explosión del desorden. La metrópoli como espacio de la crisis global.* Ed. Fundamentos. Madrid.

- Fernández Durán, R. (1996). Globalización, territorio y población. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas.* Comité Español Habitat II. Madrid.

- Fernández Morales, A. (1992): La medición de la pobreza a través de índices. Una síntesis de la literatura. *Cuadernos de Ciencias Económicas y Empresariales,* 23.

- Flax, M.J. (1972): *A Study in Comparative Urban Indicators: Conditions in 18 Large Metropolitan Areas.* Urban Institute. Washington DC.

- Flood, J. (1997): Urban and housing indicators. *Urban Studies,* 34 (10): 1635-1665.

- Fodor, J. y M. Roubens (1994): *Fuzzy preference modelling and multicriteria decision support.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

- FOESSA (1967): *3 estudios para un sistema de indicadores.* Fundación Foessa. Euramérica. Madrid.

- FOESSA (1983): *Informe sociológico sobre el cambio social en España. 1975-83.* Fundación Foessa. Euramérica. Madrid.

- Folke, C.; A. Jansson; J. Larsson y R. Constanza (1997): Ecosystem appropiation by cities. *Ambio,* 26 (3): 167-172.

- Folmer, H. (2000): *Frontiers of environmental economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.

- Forrester, J.W. (1971): *World Dynamics.* Wright Allen Press. New York.

- Forrester, J.W. (1975): *Collected Papers.* Wright Allen Press. New York.

- Fox, K.A. (1985): *Social System accounts: linking social and economic indicator through tangible behavior settings.* D. Reidel Publishing Co. Dordrecht. Netherlands.

- Freeman, A.M. III (1992): *The measurement of Environmental and Resource Values.* Resources for the Future. Washington, DC.

- Frick, D. (ed.) (1986): *The Quality of Urban Life.* Walter de Gruyter. New York.

- Fricker, A. (1998): Measuring up to sustainability. *Futures,* 30 (4): 367-375.

- Friedman, M.I. (1997): *Improving the Quality of Life: a holistic scientific strategy.* Praeguer. Westport (Conn.).

- Friend, A.M. y D.J. Rapport (1979): *Towards a Comprehensive Framework for Environmental Statistics: A Stress-Response Approach.* Statistics Canada. Ottawa.

- Froger, G. y G. Munda (1998): Methodology for Environmental Decision Support. En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series.* Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK.: 167-186.

- Fujita, M. (1985): *Urban Economic Theory: Land Use and City Size.* Cambridge University Press. Cambridge, MA.

- Fundación La Caixa (2001): *Anuario Social de España, 2000.* Instituto L.R. Klein. Universidad Autónoma de Madrid. Ed. Fundación La Caixa. Barcelona.

- Fundación La Caixa (2002): *Anuario Social de España, 2001.* Instituto L.R. Klein. Universidad Autónoma de Madrid. Ed. Fundación La Caixa. Barcelona

• Funtowicz, S.O. y J.R. Ravetz (1991): A new scientific methodology for global environmental issues. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics.* New York. Columbia University Press: 137-52.

• Gallopín, G.C. (1996): Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators, A system approach. *Environmental Modelling and Assessment,* 1: 101-117.

• Gallopín, G.C. (1997): Indicators and their use: information for decision making. En Moldan, B. y S. Billhartz (eds.): *Sustainability indicators: Report of the project on Indicators of Sustainable Development.* SCOPE. Wiley and Sons Ltd. Chichester, UK: 13-27.

• García Durán de Lara, J. y P. Puig Bastard (1980): *La Calidad de Vida en España. Hacia un estudio de los Indicadores Sociales.* Moneda y Crédito. Madrid.

• García Jiménez, E. ; J. Gil Flores y G. Rodríguez Gómez (2000): *Análisis Factorial.* Cuadernos de Estadística. Edit. La Muralla/Hespérides. Madrid.

• García Manrique, E. y C. Ocaña Ocaña (1986). *Geografía Humana de Andalucía.* Barcelona. Oikos-Tau.

• Gastaldo, S. y L. Ragot (1996): *Sustainable Development Through Endogenous Growth Models.* INSEE. Mimeo.

• Geddes, P. (1915): *Cities in Evolution.* William and Norgate. London.

• Geldermann, J. ; T. Spengler y O. Rentz (2000): Fuzzy outranking for environmental assessment. Case study: iron and steel making industry. *Fuzzy Sets and Systems*, 115: 45-65.

• Geldrop, J. van y C. Withagen (2000): Natural capital and sustainability. *Ecological Economics,* 32: 445-455.

• Georgescu-Roegen, N. (1971): *The Entropy Law and the Economic Process.* Harvard University Press. Cambridge. MA.

• Georgescu-Roegen, N. (1975): Energy and Economic Myths. *Southern Economic journal,* 41 (3): 347-381.

Gibbs, D. (1994): Toward the sustainable City: Greening the local policy. *Town Planning Review,* 65 (1): 99-109.

• Gibbs, D.; J. Longhurst y C. Braithwaite (1996): Moving towards sustainable development. Integrating economic development and the environment in local authorities. *Journal of Environmental Planning and Management,* 39 (3): 317-332.

• Gibbs, D.; J. Longhurst y C. Braithwaite (1998): 'Struggling with sustainability': weak and strong interpretations of sustainable development within local authority policy. *Environment and Planning A,* 30 (8): 1351-1365.

• Giersch, H. (ed.)(1995): *Urban Agglomeration and Economic Growth.* Springer-Verlag. Berlin.

• Gilbert, A.J. (1996): Criteria for Sustainability in the development of indicators for sustainable development. *Chemosphere,* 33 (9): 1739-1748.

• Gilbert, A.J. y L.C. Bradt (eds.)(1991): *Modelling for population and sustainable Development.* UNESCO. Routledge. Londres y N. York.

• Girardet, H. (1990): The metabolism of cities. En Cadman, D. y G. Payne (eds.): *The living city: towards a Sustainable Future.* Routledge, London & New York: 79-98.

• Girardet, H. (1992): *The Gaia Atlas of Cities. New directions for sustainable urban living.* Gaia Books Limited. London. 2ª Ed. revisada en 1996.

• Glasson, J. (1995): *Introduction to Environmental Impact Assessment: principles amd procedures, process, practice and prospects.* University College London, London.

• Glatzer, W. y H.M. Mohr (1987): Quality of life: concepts and measurement. *Social Indicators Research,* 19 (1): 15-24.

• Global Cities Project (1992): *Building Sustainable Communities: An Environmental Guide for Local Government.* GCP. San Francisco.

• Goguen, J.A. (1967): L-Fuzzy sets. *JMAA,* 18: 145-174.

- Goldin, I. y L.A. Winters (eds.) (1995): *The Economics of Sustainable Development*. Cambridge University Press. Cambridge.

- Goodland, R. (1995): *The concept of Environmental Sustainability. Annual review of Ecological Systems,* 26: 1-24.

- Goodland, R. y G. Ledec (1987): Neoclastic economics and principles of sustainable Development. *Ecological Modelling,* 38: 19-46.

- Gowdy, J.M. (1994): *Coevolutionary Economics: The economy, society and the environment.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

- Gowdy, J.M. (1999): Evolution, environment and economics. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.): *Handbook of Environmental and Resource Economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.: 965-980.

- Grabisch, M. (1995): *Fundamentals of Uncertainty Calculi with Applications to Fuzzy Inference.* Kluwer. Boston.

- Grabisch, M. (1996): The application of fuzzy integrals in multicriteria decision making. *European Journal of Operational Research,* 89: 445-456.

- Griffin, K. y Knight, J. (1989): Human Development: The case for renewed Emphasis. *Journal of Development Planning,* 19: 9-40.

- Grimm, J.W. y P.R. Wozniak (1990): *Basic social statistics and quantitative research methods.* Western Kentucky University. Wadsworth Publishing Co. Belmont, California.

- Gupta, M.M. y E. Sanchez (eds.)(1982): *Approximate reasoning in Decision Analysis.* North Holland. Amsterdam.

- Gustavson, K.R.; S.C. Lonergan y J. Ruitenbeek (1999): Selection and modeling of sustainable development indicators: a case study of the Fraser River Basin, British Columbia. *Ecological Economics,* 28: 117-132.

- Haan, M. De (1999): On the international harmonisation of environmental acounting: comparing the NAMEA of Sweden, Germany, the UK, Japan and the Netherlands. *Structural Change and Economic Dinamics,* 10: 151-160.

- Haan, M. De y S.J. Keuning (1996): Taking the environment into account: the NAMEA approach. Rev. *Income Wealth,* 42: 131-148.

- Haberl, H.; K.H. Erb y F. Krausmann (2001): How to calculate and interpret ecological footprints for long periods of time: the case of Austria 1926-1995. *Ecological Economics,* 38: 25-45.

- Hair, Jr., J.F.; R.E. Anderson; R.L. Tatham y W.C. Black (1999): *Análisis Multivariante.* 5ª Ed. Prentice Hall Iberia. Madrid.

- Hall, D.C. y J.V. Hall (1984): "Concepts and Measures of Natural Resource Scarcity with a Summary of Recent Trends". *Journal of Environmental Economics and Management,* 11: 363-379.

- Hall, D.C.; C.J. Cleveland y R.K. Kaufman (1986): *Energy and resource quality: The ecology of the economic process.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- Hall, P. (1975): *Urban and Regional Planning.* Allen & Unwin. London.

- Hall, P.G. (1988): *Cities of Tomorrow.* Basil Blackwell. Oxford.

- Hall, P.G. y U. Pfeiffer. (2000): *Urban Future 21: a global agenda for twenty-first century cities.* E & FN Spon. London.

- Hamacher, H. (1978): *Über logische Aggregationen nicht-binär expliziter Entscheidungskriterien.* Frankfurt/Main.

- Hamilton, C. (1999): The genuine progress indicator methodological developments and results from Australia. *Ecological Economics,* 30: 13-28.

- Hamilton, K. (1991): *Organizing Principles for Environment Statistics. Statistics* Canada. Ottawa.

- Hamilton, K. (1994): Green adjustements to GDP. *Resources Policy,* 20 (3): 155-168.

• Hamilton, K. (2000): Genuine Savings as a sustainability indicator. En OCDE (ed.): *Frameworks to measure sustainable development. An OECD Expert Workshop.* Paris.

• Hammond, A.; A. Adriaanse; E. Rodenburg; D. Bryant y R. Woodward (1995): *Environmental Indicators: A systematic Approach to measuring and reporting on environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development.* World Resources Institute. Washington, DC.

• Hanley, N. (2000): Macroeconomic measures of "sustainability". *Journal of Economic Surveys,* 14 (1): 1-30.

• Hanley, N.; J.F. Shogren y B. White (1997): *Environmental Economics. In theory and practice.* Macmillan Press. Hampshire, England.

• Hardi, P. y J.A. DeSouza-Huletey (2000): Issues in analyzing data and indicators for sustainable development. *Ecological Modelling,* 130: 59-65.

• Hardi, P. y T. Zdan (eds.)(1997): *Assessing Sustainable Development: Principles in Practice. Report of the Conference on Sustainable Development Performance Measurement.* Bellagio. Italy 4-8 november 1996. IISD, Winnipeg.

• Hardi, P.; S. Barg y T. Hodge (1997): *Measuring Sustainable Development: A Review of current practice.* IISD. Occasional Papel, 17. Industry Canada. Ottawa, Ontario.

• Hardin, G. (1968): The Tragedy of the Commons. *Science,* 162: 1243-1248.

• Harman, H.H. (1976): *Modern Factor Analysis.* University of Chicago Press. Chicago.

• Hart, M. (1995): *Guide to Sustainable Community indicators*. QLF/Atlantic Center for the Environment. Ipswich, ME.

• Hartwick, J.M. (1977): Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *American Economic Review,* 66. 972-4.

• Hartwick, J.M. (1978): Substitution among exhaustible resources and intergenerational equity. *Review of Economic Studies,* 45 (2), 347-54.

• Hartwick, J.M. (1990): Natural resources, national accounting and economic depreciation. *Journal of Public Economics,* 43: 291-304.

• Hauenschild, N. y P. Stahlecker (2001): Precaucionary saving and fuzzy information. *Economic Letters,* 70: 107-114.

• Haughton, G. (1997): Developing models of sustainable urban development. *Cities,* 14 (4): 189-195.

• Haughton, G. y C. Hunter (1994): *Sustainable Cities.* Jessica Kingsley Publishers. London.

• Hausman, D.M. y M.S. McPherson (1996): *Economic Analysis and Moral Philosophy.* Cambridge. Cambridge University Press.

• Hawley, A.H. (1950): *Human Ecology.* Ronald Press. New York.

• Heal, G.M. (1993): The optimal use of Exhaustible Resources. En Kneese y J.L. Sweeney (eds.): *Handbook of Natural Resources and Energy Economics.* Vol. III. Amsterdam. Oxford university Press.

• Heal, G.M. (1996): I*nterpreting Sustainability. Plenary presentation. 7th annual conference of the European Association of Environmental Economists* (EAERE). June 27-29. Lisboa. Portugal.

• Hediger, W. (1999): Economic-Ecological Modelling and Sustainability: A guideline. En Mahendrarajah, S.; A.J. Jakeman y M.McAleer (eds.): *Modelling change in integrated Economic and Environmental Systems.* Wiley and Sons Ltd. Chichester: 19-44.

• Hediger, W. (2000): Sustainable development and social welfare. *Ecological Economics,* 32: 481-492.

• Herrera, F. y E. Herrera-Viedma (2000): Linguistic decision analysis: steps for solving decision problems under linguistic information. *Fuzzy Sets and Systems,* 115: 67-82.

- Hettich, F. (2000): *Economic Growth and Environmental Policy. A theoretical approach.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.

- Hicks, J.R. (1946): *Value and Capital.* Oxford. Oxford University Press.

- Hinterberger, F. (1993): Reduction of material inputs: an economic foundation of the MIPS concept. *Fresenius Environmental bulletin,* 2(8); 425-430.

- Hinterberger, F.; F. Lucks y F. Schmidt-Bleek (1996): Material flows vs. "natural capital". What makes an economy sustainable?. *Ecological Economics,* 23: 1-14.

- Hirschberg, J.G.; E. Maasoumi y D.J. Slottje (2001): The environment and the quality of life in the United States over time. *Environmental Modelling and Software,* 16 (6): 525-532.

- HMSO (1994): *Sustainable Development*: the UK strategy. HMSO. London.

- HMSO (1996a): *Indicators of Sustainable Development for the United Kingdom: a set of indicators produced for discussion and consultation by an interdepartmental working group, following a commitment in the UK's sustainable development strategy of 1994.* Office of National Statistics. London.

- HMSO (1996b): *Planned programme ofr the UK environmental accounts.* Office of National Statistics. London.

- HMSO (1999): *Quality of Life Counts: indicators for a strategy for sustainable development for the United Kingdom: a baseline assessment.* Environment Transport and the Regions. Dept. of the Environment Transport and the Regions. London.

- Hodge, T. (1997): Toward a conceptual framework for assessing progress toward sustainability. *Social Indicator Research,* 40: 5-98.

- Hodgson, G.M. (1993): *Economics and Evolution: Bringing back life into economics.* Polity Press and University of Michigan Press. Cambridge and Ann Arbor.

- Hoffman, J. (2000): The roots index: exploring indices as measures of local sustainable development, New York city: 1990-1995. *Social Indicators Research,* 52: 95-134.

- Holdren, J.P.; G.C. Daily y P.R. Ehrlich (1995): The meaning of sustainability: biogeophysical aspects. En Munasinghe, M. y S. Walter (eds.): *Defining and measuring sustainability. The biogeophysical Foundations.* World Bank. Washington.

- Holling, C.S. (1973): Resilience and Stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systems,* 4: 1-24.

- Holub, H.W.; G. Tappeiner y U. Tappeiner (1999): Some remarks on the 'System of Integrated Environmental and Economic Accounting' of the United Nations. *Ecological Economics,* 29: 329-336.

- Horn, R.V. (1993): *Statistical Indicators for the Economic & Social Sciences.* Cambridge University Press. Cambridge, U.K.

- Hotelling, H. (1933): Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology,* 24: 417-520.

- Hotelling. H. (1931): The economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy,* 39: 137-175.
Hough, M. (1994): Cities and Natural Process. Routledge. New York.

- Howard, E. (1902): *Garden Cities of To-morrow.* Faber and Faber. London.

- Howarth, R y R.B. Norgaard (1990): Intergenerational Resource Rights, eficiency, and social optimality. *Land Economics,* 66. 1-11.

- Howarth, R y R.B. Norgaard (1992): Environmental valuation under sustainable development. *American Economic Review Papers and Proceedings,* 80: 473-377.

- Howarth, R y R.B. Norgaard (1993): Intergenerational transfers and the social discount rate. *Environmental and Resource Economics,* 3: 337-358.

- Howarth, R y R.B. Norgaard (1995): Intergenerational choices under global change. En Bromley, D. (ed.): *Handbook of Environmetal Economics.* Oxford. Blackwell.: 111-137.

- Howarth, R. (1991): Intertemporal equilbria and exhaustible resources: an overlapping generation approach. *Ecological Economics,* 4 (3): 237-52.

- Howarth, R. (1992): Intergenerational justice an the chain of obligation. *Environmental Values,* 1 (2), 133-40.

- Howarth, R. (1997): Sustainability as opportunity. *Land Economics,* 73 (4):569-579

- Hoyt, H. (1959): *The Structure and Growth of Residential Neighbourhood in American Cities.* Washington.

- Hueting, R. (1991): Correcting national income for environmental losses: toward a practical solution for theoretical dilemmas. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics. The science and Management of sustainability.* New york. Columbia university Press.: 194-213.

- Hueting, R. y L. Reijnders (1998): Sustainability as an objective concept. *Ecological Economics,* 27:139-147.

- Hueting, R.; P. Bosch, y B. de Boer (1992): *Methodology for the calculation of a sustainable income.* Statistical Essays M44. Central Bureau of Statistics. Voorburg. The Netherlands.

- Hughes, J.W. (1974): *Urban Indicators, Metropolitan Evolution, and Public Policy.* Rutgers. New Brunswick.

- Hymans, S.H. (1973): On the use of leading indicators to predict cyclical turning points. *Brookings Papers on Economic Activity,* 2: 329-284.

- ICLEI (1997): *Toward Sustainable Cities and Towns. Report of the First European Conference on Sustainable cities and towns.* Aalborg, May 1994.

- ICLEI (1998): *Guía Europea para la Planificación de las Agendas 21 Locales.* Ed. Bakeaz. Bilbao.

- IEA (1999a): *Renta de los Municipios en Andalucía. Estudios y Análisis*. Trabajos de Investigación. Instituto de Estadística de Andalucía. Sevilla.

- IEA (1999b): *Bases Conceptuales e Instrumentales para la Adecuación y Mejora del Sistema de Referencia Espacial de la Estadística Pública.* Estudios y Análisis. Trabajos de Investigación. Instituto de Estadística de Andalucía. Sevilla.

- IEA (1999c): *Tipificación, Caracterización y Clasificación de Áreas Territoriales Andaluzas mediante Técnicas Multivariantes.* Estudios y Análisis. Trabajos de Investigación. Instituto de Estadística de Andalucía. Sevilla.

- IEA (2000): *Índice de Competitividad Regional.* Estudios y Análisis. Trabajos de Investigación. Instituto de Estadística de Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla.

- IEA (2001): *Sistema de Información Municipal de Andalucía.* Instituto de Estadística de Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla.

- Ierland, E.C. van (1999): Environment in MacroEconomic Modelling. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.): *Handbook of Environmental and Resource Economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.: 593-609

- IIED (1995): *Citizen Action to Lighten Britain´s Ecological Footprint.* International Institute for Environment and Development. London.

- IISP (1995): *Index of Social Health. Monitoring the social well-being of a Nation.* Fordham. Institute for Innovation in Social Policy. Tarrytown. New York.

- IIUE (1994): *The European Sustainability Index Project.* Project Report. The International Institute for the Urban Environment. The Netherlands.

- IIUE (1995): *Environmental Awareness Workshops.* The International Institute of the urban Environment. The Hague.

- IIUE (1998): *Indicators for Sustainable Urban Development.* Advanced Study Course on Indicators for Sustainable Urban Development. The Netherlands.

- INE (1981): *Programa de la OCDE de elaboración de los indicadores sociales. Medida del bienestar social: progresos realizados en la elaboración de los indicadores sociales.* Instituto Nacional de Estadística. Madrid.

- INE (1986): *Disparidades económico sociales de las provincias españolas.* Madrid.

- INE (1991): *Indicadores Sociales.* Instituto Nacional de Estadìstica. Madrid.

- INE (1994): *Sistema de indicadores cíclicos de la economía española: metodología e índices sintéticos de adelanto, coincidencia y retraso.* Instituto Nacional de Estadística. Madrid.

- INE (1997): *Indicadores Sociales de España. Disparidades provinciales.* Instituto Nacional de Estadística. Madrid.

- Isard, W.; C.L. Choguill, J. Kissin; R.H. Seyfarth; R. Tatlock (1972): *Ecological-Economic Analysis for Regional Development.* New york. The Free Press.

- Isla Pera, M. (1997): *Sistemes d'informació i indicadors ambientals a nivell local.* Tesi doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona.

- Isla Pera, M. (2000): Información ambiental local o indicadores para la gestión local. En Instituto de Estadística de Andalucía (ed.): *Estadística y Medio Ambiente.* Sevilla: 145-159.

- IUCN, IIED (1994). Carew-Reid, J; Prescott-Allen, R; Bass, S; Dalal-Clayton, B. *Strategies for National Sustainable Development: A Handbook for their Planning and Implementation.* Earthscan Publications. Feltham, England. U.K.

- IUCN/UNEP/WWF (1991). *Cuidar la tierra: Estrategia para el Futuro de la Vida.* IUCN/WWF/UNEP. London.

- Ivanova, I.; F.J. Arcelus y G. Srinivasan (1999): An assessment of the measurement properties of the human development index. *Social Indicators Reseach,* 46: 157-179.

- Ivanovic, B. (1963): Classification of Underdeveloped Areas According to level of Economic Development. *Eastern European Economics,* 2 (1-2). International Ars and Sciences Press. New York.

- Ivanovic, B. (1974): Comment établir une liste de indicateurs de développement. Revue de *Statistique Appliquée,* 22 (2).

- Jackson, J.E. (1991): *A User´s guide to Principal Components.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- Jackson, T. y S. Stymme (1996): *Sustainable Economic Welfare in Sweden. A pilot Index 1950-1992.* Stockholm Environment Institute. The New Economics Foundation. Stockholm.

- Jacobs, J. (1969): *The Economy of Cities.* Random house. New york.

- Jacobs, J. (1984): *Cities and the Wealth of Nations.* Random House, Inc. New York.

- Jain, R. (1976): Decision making in the presence of fuzzy variables. *IEEE Trans. Syst. Man & Cybern.*, 6: 698-703.

- Jansson, A.; M. Hammer; C. Folke; R. Constanza (1994): *Investing in Natural Capital.* Island Press. Washington.

- Jensen, H.V. y O.G. Pedersen (1998): *Danish NAMEA 1980-1992.* Statistics Denmark. Denmark.

- Jiménez Berrocal, M. (1998): *Estadística y Modelización Económica "Fuzzy".* Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. Málaga.

- Johansson, P.O. (1991): *An Introduction to Modern Welfare Economics.* Cambridge University Press. Cambridge.

- Johnson, R.W. y D.W. Wichern (1998): *Applied Multivariate Statistical Analysis.* Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

- Johnston, D.F. (1988): Toward a comprehensive quality of life index. *Social Indicators Research,* 20: 473-496.

- Jolliffe, I.T. (1972): Discarding variables in a principal components analysis, I: Artificial Data. *Applied Statistics,* 21: 160-173.

- Jolliffe, I.T. (1973): Discarding variables in a principal components analysis, II. Real Data. *Applied Statistics,* 22: 21-31.

- Jolliffe, I.T. (1986): *Principal Components Analysis.* Springer-Verlag. New York.

- Jones, E. (1990): Metropolis. *The World´s Great Cities.* Oxford University Press. Oxford.

- Jorgensen, S.E. (1992): *Integration of Ecosistem Theories:* A pattern. Dortrecht.

- Jorgensen, S.E. (1994): Review and comparison of goal Functions in System Ecology. *VIE MILIEU,* 44 (1): 11-20.

- Kåberger, T. y B. Månsson (2001): Entropy and economic processes-physics perspectives. *Ecological Economics,* 36: 165-179.

- Kaiser, H.F. (1958): The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika,* 23: 187-200

- Kates, R.W.; Clark, W.C; Corell, R.H.; Hall, J.M.; Jaeger, C.C.; Lowe, I.; McCarthy, J.J.; Schellnhuber, H.J.; Bolin, B.; Dickson, N.M.; Faucheux, S.; Gallopin, G.C.; Grubler, A.F.; Huntley, B.; Jager, J.; Jodha, N.S.; Kasperson, R.E.; Mabogunje, A.; Matson, P.; Mooney, H.; Moore III, B.; O'Riordan, T.; Svedlin, U. (2001): Sustainability Science. *Science,* 292: 641-642.

- Kaufmann, A. (1975): *Introduction to the theory of Fuzzy Subsets.* Vol. 1. Academic Press. New York.

- Kaufmann, A. y M.M. Gupta (1988): *Fuzzy Mathematical Models in Engineering and Management Science.* North-Holland. Amsterdam

- Kaufmann, R.K. y C.J. Cleveland (1995): Measuring sustainability: needed an interdisciplinary approach to an interdisciplinary concept. *Ecological Economics,* 15: 109-112.

- Kay, J.J. y E.D. Schneider (1992): Thermodinamics and measures of ecological integrity. En *Ecological Indicators.* Elsevier Publishers. Amsterdam: 159-182.

- Kendall, M.G. (1975): *Multivariate analysis.* Griffin. London.

- Keynes, J.M. (1921): A treatise on probability. Reprinted in vol. 8 *of The Collected Writings of J.M. Keynes.* London. MacMillan, Ed. de 1971.

- King, M.A. (1974): Economic growth and social development: a statistical investigation. *Review of Income and Wealth,* 20 (3):

- Klir, G.J. (1991): *Facets of Systems Science.* Plenum Press. New York.

- Klir, G.J. y B. Yuan (1995): *Fuzzy sets and Fuzzy logic.* Theory and Applications. Prentice Hall. New Jersey.

- Kneese, A.V. y J.L. Sweeney (eds.)(1985): *Handbook of Natural Resources and Energy Economics.* North-Holland. Amsterdam.

- Kneese, A.V., R.U. Ayres y R.C. d'Arge (1970): Economics and the Environment: A Materials *Balance Approach.* Resources for the Future. Washington, D.C.

- Knox, P. y P. Taylor (eds.)(1995): *World cities in a world system.* Cambridge University Press. Cambridge.

- Koopmans, T.C. (1947): *Measurement without theory. Review of Economics and Statistics*, 29 (3): 161-172.

- Kosko, B. (1990): Fuzziness vs. probability. *Int. J. gen. Syst.,* 17: 211-240.

- Kosko, B. (1992): *Neural Networks and Fuzzy Systems.* Prentice-Hall. Toronto.

- Kostof, S. (1991): *The City Shaped: urban patterns and meanings through history.* Little, Brown. Boston.

- Kuik, O.J. y A.J. Gilbert (1999): Indicators of Sustainable Development. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.): *Handbook of Environmental and Resource Economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.: 722-730.

- Kuik, O.J. y H. Verbruggen (eds)(1991): *In Search of Indicators of Sustainable Development.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.

- Kula, E. (1992): *Economics of Natural Resources, the Environment and Policies*. Chapman & Hall. Londres.

- Kunte, A.; K. Hamilton; J. Dixon y M. Clements (1998): *Estimating National Wealth: Methodology and results.* World Bank Environmental Department Paper. World Bank. Washington, D.C.

- Kuznets, S. (1955): Economic Growth and income inequality. A*merican Economic Review,* 49: 1-28.

- Lahiri, M. y S. Moore (eds.)(1991): *Leading Economics Indicators: New Approaches and Forecasting Records.* Cambridge University Press. New York.

- Lai, D. (2000): Temporal analysis of human development indicators: principal component approach. *Social Indicators Reseach,* 51: 331-366.

- Lasso de la Vega Martínez, M.C. y A.M. Urrutia Kareaga (2000): IDHR: Un Índice de Desarrollo humano sensible a la desigualdad en la distribución de la renta. *Actas XIV Reunión Asepelt España.* Oviedo.

- Laszlo, E. (1996): A Systems View of the World: *A holistic vision for our time.* Hampton Press. Cresskill, NJ.

- Lebart, L.; A. Morineau y K.M. Warwick (1977): Multivariate Descriptive Statistical Analysis. Wiley and Sons Ltd. Chichester, UK.

- Lebart, L.; A. Morineau y M. Piron (1995): *Statistique exploratoire multidimensionnelle*. Dunod. Paris.

- Lehn, K. y K.-H. Temme (1996): Fuzzy classification of sites suspected of being contaminated. *Ecological Modelling,* 85: 51-58.

- Leicester City Council (1995): *Indicators of Sustainable Development in Leicester: Progress and Trends.* Leicester City Council. Leicester, UK.

- Lélé, S. (1991): Sustainable Development, a critical review. *World Development,* 19 (6):607-621.

- Lenz, R.; I. G. Malkina-Pykh y Y. Pykh (2000): Introduction and overview. Special issue on Environmental Indicators and indices. *Ecological Modelling,* 130: 1-11.

- Leontief, W. (1941): *The structure of the American Economy,* 1919-1939. Oxford University Press. Oxford.

- Leontief, W. (1970): Environmental repercussions and the Economic Structure: an input-Output Approach. *Review of Economics and Statistics.* 52 (3): 262-271.

- Levett, R. (1998): Sustainability indicator - integrating quality of life and environmental protection. *Journal of Royal Statistical Society,* A, 161: 291-302.

- LGMB (1995): *The Sustainability Indicators Research Project.* Local Governments Management Board. Luton, UK.

- Lindahl, E. (1933): The concept of Income. En G. Bagge (ed.): *Economic Essays in Honor of Gustaf Cassel.* London. George Allen and Unwin.

- Little, R.J.A. y D.B. Rubin (2002): *Statistical Analysis with Missing Data.* Wiley. New York. 1st. Ed. 1987.

- Liu, B. (1976): *Quality of Life Indicators in U.S Metropolitan Areas: a statistical analysis.* Praeger. New York.

- Liverman, D.M.; M.E. Hanson; B.J. Brown y R.W. Meredith (1988): Global sustainability: toward measurement. *Environmental Management,* 12 (2): 133-143.

- Lootsma, F.A. (1997): *Fuzzy logic for planning and decision making.* Kluwer Academic Pub. Dordrecht. The Netherlands.

- Lotka, A.J. (1925): *Elements of physical biology.* 3rd. Ed. 1956.

- Lovelock, J.E. (1979). *Gaia: a new look at life on Earth:* Oxford University Press. Oxford.

- Lovelock, J.E. (1988): *The ages of Gaia.* New York: Norton.

- Lucas, R.E. (1986): Adaptative behaviour and economic theory. *Journal of Bussiness,* 59 (4).

- Lucas, R.E. (1988): On the mechanics of economic development. *Journal of Monetary Economics,* 22: 3-42.

- Lynch, K. (1965). La ciudad como medio ambiente. *Scientific American,* 4. Madrid.

- Lynch, K. (1981): *A theory of good city form*. MIT Press. Cambridge, MA.

- Maasoumi, E. (1998): Multidimensional approaches to welfare. En Silbert, L. (ed.): *Income Inequality Measurement: From theory to practice.* Kluwer. New York.

- Maclaren, V.W. (1996): *Developing Indicators of Urban Sustainability: A Focus on the Canadian Experience.* Toronto, Canada: ICURR Press.

- Mahalanobis, P.C. (1936): On the Generalized Distance in Statistics. *National Institute of Science in India,* 12:49-55.

- Mäler, K.G. (1991): National accounts and environmental resources. *Environmental and Resources Economics,* 1 (1): 1-16.

- Mallo Fernández, F. (1985): *Análisis de componentes principales y técnicas relacionadas.* Universidad de Leon. Leon.

- Malthus, T.R. (1820): *Principles of Political Economy.* Londres.

- Malthus, T.R. (1986): *An Essay on the Principle of Population.* (1ª edición de 1798). Pickering. London.

- Mamdami, E.H. (1977): Applications of fuzzy logic to approximate reasoning using linguistic synthesis. *IEEE Transactions on Computers,* 26 (12): 1182-1191.

- Maravall, A. (1989): La extracción de señales y el análisis de coyuntura. *Revista Española de Economía,* 6: 109-132.

- Mardia, K.W.; J.T. Kent y J.M. Bibby (1979): *Multivariate Analysis.* Academic Press. New York.

- Margalef, R. (1991): *Teoría de los Sistemas Ecológicos*. Ed. Universidad de Barcelona. Barcelona.

- Margalef, R. (1992): *Ecología.* Editorial Planeta. Barcelona.

- Markandya, A. (1998): Poverty, Income Distribution and Policy Making. *Environmental & Resource Economics,* 11 (2-3): 459-472.

- Markandya, A. (2001): Poverty, environment and development. En Folmer, H.; H.L. Gabel; S. Gerking y A. Rose (eds.): *Frontiers of Environmental Economics.* Edward Elgar Publishing. Cheltenham, UK: 192-213.

- Martín Guzmán, M.P. (1988): Métodos estadísticos en el análisis regional. *Revista de Estudios Regionales,* 22: 149-170.

- Martín Reyes, G.; A. García Lizana y A. Fernández Morales (2000): *Evolución de la desigualdad y la pobreza en Andalucía.* Instituto de Estadística de Andalucía. Sevilla.

- Martínez Alier, J. (1987): *Ecological Economics: Energy, Environment and Society.* Oxford. Basil Blackwell.

- Martínez Alier, J. (1992): *De la Economía Ecológica al Ecologismo Popular*. ICARIA. Barcelona.

- Martínez Alier, J. (1999): *Introducción a la Economía Ecológica.* Rubes. Barcelona.

- Martínez Alier, J. y M. O'Connor (1996): Distributional issues in Ecological Economics. En Constanza, R.; Segura, O. y J. Martínez Alier (ds.): *Getting Down to Earth: Practical Applications of Ecological Economics.* Washington DC. Island Press.: 153-84.

- Martínez Alier, J. y Schlupmann, K. (1991): *La Ecología y la Economía.* Fondo de Cultura Económica. México.

- Martínez Alier, J., Munda, G., y J. O'Neill (1997): Inconmensurability of values in Ecological Economics. En O'Connor, M. y C. Spash (eds.): *Valuation and the Environment: Theory, methods and Practice.* Cheltenham. UK., Edward Elgar.

- Martínez Alier, J., Munda, G., y J. O'Neill (1998): Weak comparability of values as a foundation for *Ecological Economics. Ecological Economics,* 26: 277-286.

- Marx, C. ([1867] 1906): *Capital.* F. Engels trans. Modern Library edition. Random house. New york.

- Max-Neef, M. (1995): Economic Growth and quality of life: a Threshold hypotesis. *Ecological Economics,* 15 (2): 115-118.

- Maynard Smith, J. (1982): *Evolution and the Theory of Games.* Cambridge University Press. New York.

- Meade, J. (1962): The effect of savings on consumption in a state of steady growth. *Review of Economic Studies,* 29: 227-234.

- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. y W.W. Behrens III (1972): *The limits to Growth: A Report for the Club of Rome´s Project on the Predicament of Mankind.* London. Earth Island Press.

- Meadows, D.H.; D.L. Meadows y J. Randers (1992): *Beyond the limits: Confronting Global Collapse, Envisioning a Sustainable Future.* Chelsea Green Publishing Co.; Post Mills, VT.

- Mebratu, D. (1998): Sustainability and Sustainable Development: Historical and conceptual review. *Environmental Impact Assessment Review,* 18: 493-520.

- Mega, V. (1996): Our city, our future: towards sustainable development in European Cities. *Environment and Urbanization,* 8: 133-154.

- Mega, V. y J. Pedersen (1998): *Urban Sustainability Indicators.* European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions. Dublin.

- Melchor Ferrer, E. (1995): *Aplicación de la dinámica de sistemas al estudio integrado de economía, contaminación y recursos naturales en Andalucía.* Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.

- Melis, F. (1983): Construcción de indicadores cíclicos mediante ecuaciones en diferencias. *Estadística Española,* 98: 45-48.

- Michalos, A. (1980): Satisfaction and Happiness. *Social Indicator Research,* 8: 385-422.

- Michalos, A. (1997): Combining social, economic and environmental indicators to measure sustainable human well-being. *Social Indicators Research* 40: 221-258.

- Mill, J.S. (1871): *Principles of Political Economy.* 7th. Ed. London.

- Mitchell, B. (1999): *La gestión de los recursos y del medio ambiente.* Ed. Mundiprensa, Madrid.

- Mitra, T. (1983): Limits on population growth under exhaustible resource constraints. *International Economic Review*, 24 (1): 155-68.

- MMA (1996a): *Indicadores ambientales. Una propuesta para España.* Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

- MMA (1996b): *Sistema español de indicadores ambientales: subáreas de biodiversidad y bosque.* Servicio de Publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

- MMA (1998): *Sistema español de indicadores ambientales: subáreas de agua y suelo.* Ministerio de Medio Ambiente. Centro de Publicaciones. Madrid.

- MMA (1999): *Sistema español de indicadores ambientales: subáreas de atmósfera y residuos.* Centro de Publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

- MMA (2000): *Sistema español de indicadores ambientales: Área de medio urbano.* Centro de Publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

- MMA (2001): *Sistema español de indicadores ambientales: subárea de costas y medio marino.* Centro de Publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

- Moffatt, I. (1994): On measuring sustainable development indicators. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology,* 1: 97-109.

- Moffatt, I. (1996): An evaluation of environmental space as the basis for sustainable Europe. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology,* 3: 49-69.

- Moffatt, I. y M. Wilson (1994): An index of sustainable economic welfare for Scotland, 1980-1991. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology,* 1: 264-291.

- Moldan, B. y S. Billhartz (eds.)(1997): *Sustainability Indicators. Report of the project on Indicators of sustainable Development.* SCOPE. Wiley and Sons Ltd. Chichester, UK.

- MOPTMA (1996). *Primer Catálogo Español de Buenas Prácticas.* Comité Hábitat II España. Madrid.

- Morillas Raya, A. (1994): *Introducción al análisis de datos difusos.* Mimeo para el Curso de Doctorado en Economía Cuantitativa. Universidad de Málaga. Málaga.

- Morillas Raya, A.; B. Díaz Díez y J. González Herrera (1997a): A fuzzy multiple attribute proposal for evaluating environmental plans. *Fuzzy Economic Review,* 2:23-34.

- Morillas Raya, A.; B. Díaz Díez y J. González Herrera (1997b): Análisis de concordancia comparativa difusa. *Estadística Española,* 142:67-97.

- Morris, A.; R. Rogerson y A. Findlay (1988): In search of an explanation of QOL in british cities: Some Scottish dimensions. *Scottish Geographical Magazine,* 104 (3): 130-137.

- Morris, D. (1996): Cities of Opportunity. *Nature & Resources,* Vol.32: 8-9.

- Morrison, D.F. (1990): *Multivariate Statistical Methods.* 3rd edition. McGraw Hill. New York.

- Morse, S.; N. Mc Namara; M. Acholo y B. Okwoli (2001): Sustainability indicators: the problem of integration. *Sustainable Development,* 9: 115.

- Mot, E.; P.J. van den Noord; D. van der Stelte-Scheele; M. Koning y M. Couwenberg (1989): *Hermes-The Netherlands.* Foundation for Economic Research (SEO). University of Amsterdam.

- Mukherjee, R. (1989): *The Quality of Life: valuation in social research.* Sage Pub. Nueva Delhi.

- Müller, F. (1979): *Energy and Environment in Interregional Input-Output models.* Martinus Nijhoff. The Hague.

- Müller, F.; R. Hoffmann-Kroll y H. Wiggering (2000): Indicating ecosystem integrity. Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling,* 130: 13-23.

- Mumford, L. (1934): *Technics and Civilization.* Harcourt, Brace & Jovanovich. New York.

- Mumford, L. (1961): *The City in history.* Harcourt, Brace & Jovanovich. New York.

- Mumford, L. (1964): *The Highway and the City.* New American Library. New York.

- Munasinghe, M. (1993): *Environmental Economics and Sustainable Development.* Environmental Paper nº 3. World Bank. Washington DC.

- Munasinghe, M. y W. Shearer (1996): Defining and measuring sustainability - the biogeophysical foundations. *Environmental Development Economics,* 1 (4): 489-493.

- Munda, G. (1993): Multiple Criteria decision aid: some epistemological considerations. *Journal of Multicriteria Analysis in Physical Planning.*

- Munda, G. (1995): M*ulticriteria Evaluation in a Fuzzy Environment. Theory and applications in Ecological Economics.* Physica-Verlag. Heidelberg.

- Munda, G.; P. Nijkamp y P. Rietveld (1992): Multicriteria Evaluation and Fuzzy Set Theory: Applications in Planning for Sustainability. *Research Memorandum* 1992-68. Free University. Amsterdam.

- Munda, G.; P. Nijkamp y P. Rietveld (1993): Qualitative multicriteria evaluation for Environmental Management. *Ecological Economics,* 10: 97-112.

- Munda, G.; P. Nijkamp y P. Rietveld (1994): Fuzzy multigroup conflict resolution for Environmental Management. En Weiss, J. (ed.): *The economics of project appraisal and the environment.* Edward Elgar. Aldershot: 161-183.

- Munda, G.; P. Nijkamp y P. Rietveld (1995): Qualitative multicriteria methods for fuzzy evaluation problems: an illustration of economic-ecological evaluation. *European Journal of Operational Research,* 82: 79-97.

- Munro, A. (1997): Economics and biological evolution. *Environmental and Resource Economics,* 9: 429-449.

- Muradian, R. (2001): Ecological Thresholds: a survey. *Ecological Economics,* 38: 7-24.

- Narayan, D. (1999): *A Dimensional Approach to Measuring Social Capital.* World Bank.

- Naredo, J.M. (1987): *La Economía en Evolución. Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico.* Ministerio de Economía y Hacienda. Siglo XXI. Madrid.

- Naredo, J.M. (1991). El crecimiento de la ciudad y el medio ambiente. En Rodríguez, J. (ed.): *Las grandes ciudades: debates y propuestas.* Economistas Libros. Madrid.

- Naredo, J.M. (1994): *El funcionamiento de las ciudades y su incidencia en el territorio.* Ciudad y Territorio. No. 100-101.

- Naredo, J.M. (1996a): Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas.* Comité Español Habitat II. Madrid.

- Naredo, J.M. (1996b): Sostenibilidad, diversidad y movilidad horizontal en los modelos de uso del territorio. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas.* Comité Español Habitat II. Madrid.

- Naredo, J.M. (1996c): Sobre la insostenibilidad de las actuales conurbaciones y el modo de paliarla. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas*. Comité Español Habitat II. Madrid.

- Naredo, J.M. y A. Valero (eds.)(1999): *Desarrollo Económico y Deterioro Ecológico.* Fundación Argentaria. Colección Economía y Naturaleza. Madrid.

- Naredo, J.M. y J. Frías (1988). *Flujos de energía, agua, materiales e información en la Comunidad Autónoma de Madrid.* Consejería de Economía. CAM. Madrid.

- Naredo, J.M. y S. Rueda (1996): La "ciudad sostenible": Resumen y Conclusiones. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas.* Comité Español Habitat II. Madrid.

- Neumann, J. von y O. Morgenstern (1944): *Theory of games and economic behaviour.* Princenton university Press. Princenton.

- Neumayer, E. (1999a): The ISEW -not an index of sustainable economic welfare. *Social Indicator Research,* 48: 77-101.

- Neumayer, E. (1999b): *Weak versus Strong Sustainability.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK. Neumayer, E. (2000a): On the methodology of ISEW, GPI and related measures: some constructive suggestions and some doubt on the `threshold' hypothesis, Ecological Economics, 34 (3): 347-361.

- Neumayer, E. (2000b): Resource Accounting in Measures of unsustainability. *Environmental and Resource Economics,* 15: 275-278.

- Neumayer, E. (2001): The human development index and sustainability-a constructive proposal. *Ecological Economics,* 39: 101-114.

- New Economics Foundation (1994): *Indicators for Action.* Commission for Sustainable Development, May.

- Newcombe, K.; J.D. Kalma; y A.R. Asron (1978): The metabolism of a city: the case of Hong Kong. *Ambio,* 7: 3-15.

- Newman, P.W.G. (1999): Sustainability and cities: extending the metabolism model. *Landscape and urban Planning,* 44: 219-226.

- Nijkamp y Pepping (1998): A meta-Analytical Evaluation of Sustainable City Initiatives. *Urban Studies,* 35 (9): 1481-1500.

- Nijkamp, P. y A. Perrels (1994): *Sustainable Cities in Europe.* Earthscan Publications Ltd. London.

- Nijkamp, P. y H. Opschoor (1995): Urban Environment Sustainability: critical Issues and Policy Measures in a Third World Context. En Chatterjee (ed.): *Urban Policies in Third World Countries.* MacMillan. New York.

- Nijkamp, P. y J. Vleugel (1995): In search of Sustainable Transport Systems. En Banister, D.; R. Capello y P. Nijkamp (eds.): *Transport and communications networks in Europe: policy evolution and change.* Belhaven Press: 287-300.

- Nijkamp, P. y Ouwersloot, H. (1997): A decision support system for regional sustainable development: The Flag model. *Tinbergen Institute Discussion Papers,* nº 74. Tinbergen Institute. Amsterdam.

- Nijkamp, P. y Pepping, G. (1998): A meta-analytical evaluation of sustainable city initiatives. *Urban Studies,* 15 (9): 1481-1500.

- Nijkamp, P. y R. Vreeker (2000): Sustainability assessment of development scenarios: methodology and applications to Thailand. *Ecological Economics,* 33: 7-27.

- Nilsson, J. y S. Bergström (1995): Indicators for the assessment of ecological and economic consecuences of municipal policies for resource use. *Ecological Economics,* 14: 175-184.

- Noorbakhsh, F. (1998): A modified Human Development Index. *World Development,* 26 (3): 517-528.

- Nordhaus, W. (1973): World Dinamics: measurement without data. *Economic Journal,* 83: 1156-83.

- Nordhaus, W. y J. Tobin (1972): Is growth obsolete?. En *Economic Growth.* Columbia University Press. Nueva York.

- Norgaard, R.B. (1984): Coevolutionary development potential. *Land Economics,* 60: 160-173.

- Norgaard, R.B. (1988): Sustainable Development: a co-evolutionary view. *Futures,* 60:6-20.

- Norgaard, R.B. (1989): Three dilemmas of environmental accounting. *Ecological Economics,* 1: 303-14.

- Norgaard, R.B. (1990): Economic Indicators of Resource Scarcity. *Journal of Environmental Economics and Management ,* 19:19-25.

- Norgaard, R.B. (1992): Resolving economic and environmental perspectives on the future. *Ponencia presentada en el IV Congreso Nacional de Economía.* Consejo General de Colegios de Economistas de España. Sevilla. 9-11 Diciembre.

- Norgaard, R.B. (1993): The coevolution of economic and enviromental systems and the emergence of unsustainability. En R.W. England (ed.): *Evolutionary Concepts in Contemporary Economics.* Ann Arbor. MI: University of Michigan Press.

- Norgaard, R.B. (1994): *Development Betrayed: The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future.* Routledge, London and New York.

- Norton, B.G. (1982): Environmental ethics and the rights of future generations. *Environmental Ethics,* 4 (4), 319-30.

- Norton, B.G. (1992): Sustainability, human welfare and ecosystem health. *Environmental Values,* 1: 97-111.

- Nurkse, R. (1953): *Problems of capital formation in underdeveloped countries*. Oxford University Press. New York.

- Nussbaum, M.C. y A. Sen (eds.)(1993): *The quality of life.* Clarendon press. Oxford. UK.

- O´Meara, M. (1999): Reinventing Cities for people and the planet Paper 147. *WorldWatch Institute.* Washinton DC.

- O'Connor, M. (1998): Ecological-Economic Sustainability. En Faucheux, S. y M. O´Connor (eds.): *Valuation for Sustainable Development. Methods and Policy Indicators. Advances in Ecological Economics series.* Edward Elgar Pub. Inc. Cheltenham, UK.

- O'Connor, M. (2000): The VALSE project - an introduction. *Ecological Economics,* 34: 165-174.

- O'Neill, J. (1993): *Ecology, Policy and Politics.* London: Routledge.

- Ocaña Ocaña, C. (1998): *Áreas Sociales Urbanas. Observaciones sobre las ciudades andaluzas*. Serie Estudios y Ensayos. SPICUM. Universidad de Málaga. Málaga.

- Odum, E.P. (1953): *Fundamentals of Ecology.* 1ª Ed. Philadelphia: W.B. Saunders.

- Odum, E.P. (1963): *Ecology.* Holt, Reinhart and Wilson. New York.

- Odum, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science,* 164: 262-70.

- Odum, E.P. (1980): *Ecology and our endangered life-suport systems.* Sinauer Assoc. Inc.Pub.

- Odum, E.P. (1983): *Basic Ecology.* Chs. College Publishing. Saunders. Philadelphia.

- Odum, E.P. (1985): Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience,* 35 (7): 419-22.

- Odum, H.T. y E.P. Odum (1976): E*nergy basis for man and nature.* McGrawHill. N. York.

- Odum, H.T. (1971): *Environment, Power and Society.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- Odum, H.T. (1983): *Systems Ecology.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- Odum, H.T. (1996): *Environmental Accounting: Emergy and environmental decision making.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- OECD/OCDE (1973): *List of social concerns common to most OECD countries* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1978): *Urban Environmental Indicators.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1982): The OECD *List of Social Indicators.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1983): *Managing Urban Change: The role of Government.* Paris.

- OECD/OCDE (1986): *Living Conditions in OECD Countries in 1986.* OCDE Paris

- OECD/OCDE (1989): Economic Instruments for Environmental Protection. OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1990): *Enviromental Policies for cities in the 1990s.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1991): *Enviromental Indicators. A preliminary Set* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1993): OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. *Environment Monographs* Nº 83. OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1994): *Environmental Indicators.* OECD Core Set OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1995a): *Cities for the 21st century.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1995b): *Urban Energy Handbook: Good Local Practice.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1995c): *Urban Travel and Sustainable Development.* OCDE Paris. En colaboración con la ECMT.

- OECD/OCDE (1996a): *Strategies for housing and social integration in cities.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1996b): *Innovative policies for sustainable urban development. The ecological city.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1997): *Better understanding our cities. The role of urban indicators.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1998): *Core Set of Indicators of Development Progress.* Development Assistance Committee. DAC (98)6. OCDE Paris.

- OECD/OCDE (1999): OECD *Environmental Data: Compendium 1999 Edition.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (2000a): *Frameworks to Measure Sustainable Development: An OECD Expert Workshop.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (2000b): *Towards Sustainable Development: Indicators to Measure Progress.* Proceedings of the Rome Conference. OCDE Paris.

- OECD/OCDE (2001a): OECD *Environmental Outlook.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (2001b): *Policies to enhance sustainable development.* OCDE Paris.

- OECD/OCDE (2001c): *Sustainable Development: Critical Issues.* OCDE, Paris.

- Openshaw, S. (1993): Modelling spatial interaction using neural net En Fisher, M. y P. Nijkamp (eds.): *GIS, spatial modelling and policy evaluation.* Springer-Verlag. Heidelberg: 147-164.

- Opschoor, H. y L. Reijnders (1991): Towards sustainable development indicators. En Kuik, O. y H. Verbruggen (eds.): *In search of Indicators of Sustainable Development.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands: 7-27.

- Ott, W.R. (1978): *Environmental Indices: Theory and Practice.* Ann Arbor Science. Michigan.

- Ott, W.R. (1995): *Environmental Statistics and Data Analysis.* Lewis Publishers. Boca Raton. California.

- Page, T. (1977): *Conservation and Economic Efficiency*. John Hopkins University Press. Baltimore.

- Page, T. (1988): Intergenerational equity and the social rate of discount. En V. K. Smith (ed.): *Environmental Resources and Applied Welfare Economics.* Washington, D.C. Resources for the Future.

- Page, T. (1991): Sustainability and the Problem of Valuation. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability.* New York, Columbia University Press.: 58-74.

- Panayotou, T. (1995): Environmental degradation at different stages of economic development. En Ahmed, I. y J.A. Doeleman (eds.): Beyond Rio: *The environmental crisis and sustainable livehoods in the third world.* Macmillan Press. London: 50-63

- Park, R.E.; Burgess, E.W. y R.D. McKenzie (1925): The city. The University of Chicago Press. Chicago.

- Parker, S.C. y K.F. Siddiq (1997): Seeking a comprehensive measure of economic well-being. *Economic Letters* (54)3: 241-244.

- Parra, F. (1994): *La ciudad como ecosistema.* Ciudad y Territorio, 100-101. MOPTMA.

- Passet, R. (1996): *Principios de Bioeconomía.* Fundación Argentaria. Madrid.

- Pawlak, Z. (1982): Rough Sets. *International Journal of information and Computer Sciences,* 11: 341-356.

- Pawlak, Z. (1991): *Rough Sets: Theoretical Aspects of reasoning about data.* Kluwer, Dordrecht.

- Peacock, K.A. (1995): Sustainability as symbiosis. *Alternatives,* 21 (4): 16-22.

- Pearce, D.W. (2000): The policy relevance and uses of aggregate indicators: genuine savings. En OCDE (ed.): *Frameworks to measure sustainable development.* An OECD Expert Workshop. Paris.

- Pearce, D.W. y E.B. Barbier (2000): *Blueprint for a sustainable economy.* Earthscan Publications Ltd. London.

- Pearce, D.W. y G.D. Atkinson (1993): Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability. *Ecological Economics,* 8 (2):103-108.

- Pearce, D.W. y G.D. Atkinson (1995): Measuring sustainable Development. En Bromley, D. (ed.): *Handbook of Environmetal Economics.* Oxford. Blackwell. Pags. 166-181.

- Pearce, D.W. y J. Warford (1993): *World Without End: Economics, Environment and Sustainable Development.* World Bank. Oxford University Press.

- Pearce, D.W. y R.K. Turner (1990): *Economics of natural resources and the environment.* Harvester Wheatsheaf. Nueva York.

- Pearce, D.W., K. Hamilton y G.D. Atkinson (1996): Measuring Sustainable Development: Progress on Indicators. *Environment and Development Economics,* 1: 85-102.

- Pearce, D.W.; A. Markandya y E.B. Barbier (1989): *Blueprint for a green Economy.* Earthscan Publications Ltd. London.

- Pearce, D.W.; E.B. Barbier y A. Markandya (1990): *Sustainable Development. Economics and Environment in the Third World.* Edward Elgar Publishing Ltd. London.

- Pearson, K. (1901): On lines and planes of closest fit to a system of points in space. *Philosophical Magazine,* 6: 559-572.

- Pedrycz, W. (1994): Why triangular membership functions. *Fuzzy Sets and Systems,* 64: 21-30.

- Pelt, M.J.F. van (1993): *Ecological sustainability and sustainable development*. Avebury, Aldershot, UK.

- Pena Trapero, J. B. (1977): *Problemas de la medición del bienestar y conceptos afines. Una aplicación al caso español*. INE. Madrid.

- Pena Trapero, J. B. (1994): Los indicadores sociales regionales. En (VV.AA.): *Datos, técnicas y resultados del moderno análisis económico regional.* Ed. Mundiprensa. Madrid.

- Perelló Sivera, J. (1996): *Economia Ambiental.* Universidad de Alicante. Secretariado de Publicaciones. Alicante.

- Perrings, C. (1987): *Economy and environment; A theoretical essay on the interdependence of economic and environmental systems.* Cambridge University Press. Cambridge.

- Perrings, C. (1990): Economic growth and sustainable development. *Paper for the Workshop on Sustainable Development, Science and Policy,* Bergen.

- Perrings, C. (1991): Reserved rationality and the precautionary principle: Technological change, time and uncertainty in environmental decision making. En Constanza, R. (ed.) *Ecological Economics, The Science and Management of Sustainability.* New York. Columbia University Press.: 153-166.

- Perrings, C. (1994): Ecological resilience in the sustainability of economic development. *Discussion paper in Environmental Economics and Enviromental Management,* nº. 9405. University of York. York, U.K.

- Perrings, C. y D.W. Pearce (1994): Threshold effects and incentives for the conservation of biodiversity. *Environmental and Resource Economics,* 4 (1): 13-28.

- Perrings, C.; C. Folke; K.G. Mäler; C.S. Holling y B-O. Jansson (eds.)(1995): *Biodiversity loss: Ecological and economic issues.* Cambridge University Press. Cambridge.

- Peskin, H.M. (1991): Alternative environmental and resource accounting approaches. En Constanza, R. (ed.) *Ecological Economics, The Science and Management of Sustainability.* New York. Columbia University Press.: 176-193.

- Peter, J.P. (1979): Reliability: a review of basic issues and marketing practices. *Journal of Marketing Research,* 16: 6-17.

- Peters, W.S. y J.Q. Butler (1970): The construction of Regional Economic Indicators by principal components. *Annals of Regional Science,* IV: 1-14.

- Pezzey, J. (1989): Economic analysis of sustainable growth and sustainable development. *Environmental Department Working Paper* Nº 15. World Bank. Washington DC.

- Pezzey, J. (1992): Sustainability: an interdisciplinary guide. *Environmental Values,* 1 (4): 321-62.

- Pezzey, J. (1994): *The optimal sustainable depletion of nonrenewable resources.* Working Paper. Department of Economics. University College London.

- Pezzey, J. (1997): Sustainability constrains, present value maximisation and intergenerational welfare. *Land Economics,* 21:41-55

- Pezzey, J.C.V. y M.A. Toman (eds.)(2001): The economics of sustainability. Ashgate. Burlington.

- Phelps, E. (1961): The golden rule of accumulation: a fable for the growthmen. *American Economic Review,* 68: 638-643.

- Phillis, Y.A. y L.A. Andriantiatsaholiniaina (2001): Sustainability: am ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecological Economics,* 37: 435-456.

- Pigou, A.C. (1920): *Income.* London. Macmillan.

- Pigou, A.C. (1929): *The economics of Welfare.* London. Macmillan.

- Pirenne, H. (1972): *Las ciudades de la edad media.* Alianza Editorial. Madrid.

- Ponting, C. (1991): *A green history of the World.* Sinclair-Stevenson. London.

- Population Crisis Committee (1990): *Cities: Life in the World's 100 Largest Metropolitan Areas.* PCC. Washington D.C.

- Portnov, B.A. y D. Pearlmutter (1999): Sustainable urban growth in peripheral areas. *Progress in Planning,* 52: 239-308.

- Praag, B.M.S. van (1993): The relativity of the Welfare concept. En Nussbaum, M.C. y A. Sen (eds.): *The quality of life.* Clarendon press. Oxford. UK.: 362-385.

- Prescott-Allen, R. (1997): *Barometer of sustainability. Measuring and communicating wellbeing and sustainable development.* IUCN. Cambridge.

- President's Council on Sustainable Development (1997): *Sustainable Communities Task Force Report.* President's Council on Sustainable Development. Washington, D.C.

- Proops, J.L.R.; G. Atkinson; B.F.V. Schlotheim y S. Simon (1999): International trade and the sustainability footprint: a practical criterion for its assessment. *Ecological Economics,* 28: 75-97.

- Pugh, C. (ed) (1996): *Sustainability, the environment and urbanization.* Earthscan. London.

- Pulido, A. y B. Cabrer (eds.)(1994): *Datos, Técnicas y Resultados del Moderno Análisis Económico Regional.* Ediciones Mundiprensa. Madrid.

- Pumain, D. et al. (1992): *The statistical concept of the town in Europe.* Eurostat.

- Pykh, Y.A.; D. E. Hyatt y R.J.M. Lenz (eds.)(1999): *Advances in Sustainable Development Environmental Indices. Systems Analysis Approach.* EOLSS Publishers Co. Ltd. Oxford. UK.

- Quinn, J. (1950): *Human ecology*. Prentice Hall. New York.

- Ram, R. (1982): Composite indices of physical quality of life. Basic needs fulfillment and Income. A Principal Component Representation. *Journal of Development Economics,* 11: 227-247.

- Ramsey, F. (1928): A mathematical theorem. *Review of Economic Journal,* 38: 543-559.

- Randall, A. (1991): Total and non-use values. En J. Braben y C. Kolstad (eds.): *Measuring the Demand for Environmental Quality.* Amsterdam. North Holland.

- Randall, A. y M.C. Farmer (1995): Benefits, Costs, and the Safe Minimum Standard of Conservation. En D.W. Bromley (ed.): Handbook of Environmental Economics. Oxford. Blackwell.

- Rao, C.R. (1965): The use and interpretation of principal components analysis in applied research. *Sankhya* (A), 26: 329-358.

- Ravetz, J. (1994): Manchester 2020 -a sustainable city region project. *Town and Country Planning,* 63 (3): 181-185.

- Ravetz, J. (2000): Integrated assessment for sustainability appraisal in cities and regions. *Environmental Impact Assessment Review,* 20: 31-64.

- Rawls, J. (1971): A Theory of Justice. Oxford. Oxford University Press.

- Reed, W.J. (1994): Una introducción a la economía de los recursos naturales y su modelización. En Azqueta, D. y A. Ferreiro (eds.): *Análisis económico y gestión de recursos naturales.* Alianza Editorial. Madrid.

- Rees, W.E. (1992): Ecological footprint and appropiated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization.* 4 (2): 121-130.

- Rees, W.E. (1996a): Revisiting carrying capacity: area-based indicators of sustainability. *Population and Environment,* 17 (3): 195-215.

- Rees, W.E. (1996b): Indicadores Territoriales de Sustentabilidad. *Ecología Política,* No 12. Editorial FUHEM/ICARIA.: 27-41.

- Rees, W.E. (1997): Is 'Sustainable City' an Oxymoron?. *Local Environment* 2:3:303-310.

- Rees, W.E. (1998): How should a parasite value its host?. *Ecological Economics,* 25: 49-52.

- Rees, W.E. (1999): Consuming the earth: the biophysics of sustainability. *Ecological Economics,* 29: 23-27.

- Rees, W.E. y M. Wackernagel (1996): Urban Ecological Footprints: why cities cannont be sustainable-and why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review,* 16: 223-248.

- Rees, W.E. y M. Wackernagel (1999): Monetary analysis: turning a blind eye on sustainability. *Ecological Economics,* 29: 47-52.

- Reid, D. (1995): *Sustainable Development. An Introductory Guide.* Eathscan Pub. Ltd. London.

- Reilly, E. (1996): Fuzzy multiple criteria decision making for natural resource projects. *Fuzzy Economic Review,* 2 (1): 75-93.

- Rennings and Wiggering (1997): Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts. *Ecological Economics,* 20: 25-36.

- Repetto, R. (1986): *World enough and time.* New Haven, Conn. Yale University Press.

- Ricardo, D. (1817): *The Principles of Political Economy and Taxation.* G. Bell&Sons. London.

- Richardson, H.W. (1973). *The economics of urban size.* Saxon House. Westmead. UK.

- Riechmann, J. (1995): *De la economía a la ecología.* Editorial Trotta. Fundación 10 de Mayo. Madrid.

- Rifkin, J. (1990): *Entropía. Hacia un mundo invernadero.* Editorial Urano. Barcelona.

- RIVM (1995): Calculation and mapping of critical thresholds in Europe: Status Report 1995. Coordination Center for Effects. *RIVM Report 259101004.* RIVM. Bilthoven.

- RIVM (2000): Technical Background Report on Socio-Economic Trends, Macro-Economic Impacts and Cost Interface. *RIMV Report 481505021*. RIVM. Bilthoven.

- Roberts, F.S. (1979): *Measurement Theory with applications to decision making utility and the social sciences*. Addison-Wesley. London.

- Roedel, P.M. (1974): Optimum sustainable yield as a concept in fisheries management. *Proceedings of Symposium on Optimum Sustainable YIELD*. American Fisheries Society. Washington.

- Román del Río, C. (1987): Sobre el *Desarrollo Económico de Andalucía.* Arguval. Málaga.

- Román del Río, C. (Coord.) (1999): *Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Una especial referencia al caso de Andalucía.* Instituto del Desarrollo Regional. Sevilla.

- Román del Río, C. (dir.) (1996): *Pautas de consumo en Andalucía en los años noventa.* Instituto de Desarrollo Regional. Sevilla.

- Romer, P.M. (1990): Endogeneous technological change. *Journal of Political Economy,* 4 (3): 252-7.

- Romer, P.M. (1994): The origins of Endogenous Growth. *Journal of Economic Perspectives,* 8: 3-22.

- Romero, C. (1994): *Economía de los recursos ambientales y naturales.* Alianza Editorial. Madrid.

- Roseland, M. (1998): *Toward sustainable Communities.* New Society Publishers. Gabriola Island. BC.

- Roseland, M. (ed.) (1997): *Eco-city Dimensions: Healthy Communities, healthy Planet New Society Publishers,* Gabriola Island. BC.

- Rueda, S. (1995): *Ecología Urbana.* Beta Ed. Barcelona.

• Rueda, S. (1996a): La ciudad compacta y diversa frente a la conurbación difusa. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas.* Comité Español Habitat II. Madrid.

• Rueda, S. (1996b): Habitabilidad y calidad de vida. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas.* Comité Español Habitat II. Madrid.

• Rueda, S. (1996c): Metabolismo y complejidad del sistema urbano a la luz de la ecología. En MOPTMA (ed.): *Ciudades para un futuro más sostenible. Primer catálogo español de buenas prácticas*. Comité Español Habitat II. Madrid.

• Rutherford, I. (1997): Use of models to link indicators of sustainable development. En Moldan, B. y S. Billhartz (eds.): *Sustainability indicators: Report of the project on Indicators of Sustainable Development.* SCOPE. Wiley and Sons Ltd. Chichester, UK: 54-58.

• Sagar, A.D. y A. Najam (1998): The human development index: a critical review. *Ecological Economics,* 25: 249-264.

• Salski, A. (1992): Fuzzy knowledge-based models in ecological research. *Ecological Modelling,* 63: 103-112.

• Salvo Tierra, A.E. (1996): *Informe sobre la situación del Medio Ambiente Urbano en Andalucía*. Grupo de Medio Ambiente Urbano del Parlamento de Andalucía. Parlamento de Andalucía, Sevilla.

• Salvo Tierra, A.E. et al. (1993). Dictamen Sectorial sobre calidad de vida y medio ambiente. *Plan Estratégico de Málaga.* Fundación CIEDES. Málaga.

• Salvo Tierra, A.E. y J.C. García Verdugo (Eds.)(1993): *Naturaleza urbanizada: estudios sobre el verde en la ciudad*. SPICUM. Universidad de Málaga. Málaga.

• Samuelson, P.A. (1947): *Foundations of Economic Analysis*. Cambridge University Press.

• Samuelson, P.A. (1956): Social indifference curves. *Quarterly Journal of Economics,* 70.:

• Samuelson, P.A. y W.D. Nordhaus (1992): *Economics.* 14th Ed. McGraw-Hill. New York.

• Sánchez Carrión, J.J. (1984): *Introducción a las técnicas de Análisis Multivariante aplicadas a las ciencias sociales*. Centro de Investigaciones Sociológicas. Madrid.

• Santos Redondo, M. (1994): Los límites físicos de la economía en la historia del pensamiento económico antes de la revolución marginal. *Documento de trabajo de la Universidad Complutense de Madrid,* nº 9413. Madrid.

• Sanz, A. y M. Terán (1988): Las disparidades sociales regionales. *Papeles de Economía Española,* 34: 82-114.

• Sassen, S. (1991): *The Global City: New York, London, Tokyo.* Princeton University Press.

• Sassen, S. (1994): *Cities in a World Economy*. Pine Forge Press. California.

• Satterthwaite, D. (1997): Sustainable cities or cities that contribute to sustainable development?. *Urban Studies,* 34: 1667-1691.

• Savard, J.P.L.; P. Clergeau y G. Mennechez (2000): Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning,* 48: 131-142.

• Schmidt-Bleek, F. (1992): Eco-restructuring economies: Operationalising the sustainability concept. *Fresenius Environmental Bulletin,* 1: 46-51.

• Schmidt-Bleek, F. (1993): A universal ecological measure?. *Fresenius Environmental Bulletin,* 2(8): 306-311.

• Schmidt-Bleek, F. (2000): *Factor 10 manifesto.* Wuppertal Institute.

• Schrodinger, E. (1944): *What is life?.* Cambridge University Press.

• Schumaker, E.F. (1973): *Small is beautifull: A study of Economics as if People Really Mattered.* Blond Briggs. London.

- Schweizer, B. y A. Sklar (1963): Associative functions and abstract semi-groups. Publ. *Math Debrecen,* 10: 69-81.

- Scott, S.; B. Nolan y T. Fahey (1996): *Formulating environmental and social indicators for sustainable development.* The Economic and Social Research Institute. Dublin.

- Seidl, I. y C.A. Tisdell (1999): Carrying capacity reconsidered: from Malthus´ population theory to cultural carrying capacity. *Ecological Economics,* 31: 395-408.

- Selman, P. (1996): *Local Sustainability.* Paul Chapman. London.

- Sen, A.K. (1982a): *Choice, Welfare and Measurement.* Cambridge, Mass. MIT Press.

- Sen, A.K. (1982b): Approaches to the choice of discounting rates for the social benefit-cost analysis. En R.C. Lind *et al*. (eds.): *Discounting for Time and Risk in Energy policy.* Washington, D.C. Resources for the Future, 325-53.

- Sen, A.K. (1985): *Commodities and Capabilities.* Amsterdam. North-Holland.

- Sen, A.K. (1988): The concept of development. En Chenery, H. y T.N. Srinivasan (Eds.): *Handbook of Development Economics,* Vol. I. Elsevier Science Publishers. Amsterdam: 9-26.

- Sen, A.K. (1991): Welfare, Preference and Freedom. *Journal of Econometrics,* 50 (1-2): 15-30.

- Sen, A.K. (1993): Capability and Well-being. En Nussbaum, M.C. y A. Sen (eds.): *The quality of life.* Clarendon press. Oxford. UK.

- Sen, A.K. (ed.) (1987): *The Standard of Living.* Cambridge University Press. Cambridge, UK.

- Seralgedin, I. y A. Steer (1994): Making development sustainable: From concepts to Action. *Environmentally Sustainable Development Occassional Papers,* no. 2. World Bank. Washington, DC.

- Setien, M.L. (1993): *Indicadores sociales de calidad de vida: un sistema de medición aplicado al País Vasco.* Centro de Investigaciones Sociológicas/Siglo XXI. Madrid.

- Shearman, R. (1990): The meaning and ethics of sustainability. *Environmental Management,* 14 (1): 1-8.

- Sheldon, E.B. y R. Parke (1975): Social indicators. *Science,* 188: 693-699.

- Sheldon, E.B. y W.E. Moore (Eds)(1968): *Indicators of Social Change: Concepts and Measurement.* Russell Sage Foundation. New York.

- Shorrocks, A.F. (1982): On the distance between Income distributions. Econometrica, 50 (5): 231-243.

- Shunt, W. (1993): *"Algunas reflexiones en torno a la ecología y el urbanismo"*. Historia y Ecología: Ayer.

- Siebert, H. (1995): *Economics of the environment: theory and policy.* Springer-Verlag. Berlin.

- Silvert, W. (1979): Symmetric summation: a class of operations on fuzzy sets. I*EEE Transactions on Systems, Man, Cybernetics,* 9(10): 657-659.

- Silvert, W. (1997): Ecological impact classification with fuzzy sets. *Ecological Modelling,* 96: 1-10.

- Silvert, W. (2000): Fuzzy indices of environmental conditions. *Ecological Modelling,* 130: 111-119.

- Silvert, W. (2001): *Fuzzy aspects of Systems Science. Proceedings of "Systems Science 2000".* Osnabrück, Germany.

- Simmons, I.G. (1989): *Changing the face of the Earth. Culture, Environment, History.* Basil Blackwell. Oxford.

- Simon, S. y J. Proops (eds.)(2000): *Greening the Accounts*. Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK.

- Slesser, M. (1978): *Energy in the Economy.* London: Macmillan.

- Slesser, M. (1993): Energy resources as natural capital. *International journal of Global Energy Issues,* 5: 1-4.

- Slesser, M. (1994): UK ECCO. *Evaluation of capital creation options.* CHE (Center for Human Ecology). University of Edinburgh. Scotland.

- Slottje, D.J.; G.W. Scully; J.G. Hirschberg y K.J. Hayes (1991): *Measuring the quality of life across countries. A multidimensional analysis.* Westview Press. Boulder, San Francisco, Oxford.

- Smith, A. (1776): *La Riqueza de las Naciones.* Edición de Rodríguez Braun, C. (1994). Alianza Editorial. Madrid.

- Smith, P.N. (1994): Applications of fuzzy sets in the environmental evaluation of projects. Journal of *Environmental Management,* 42: 365-388.

- Smith, V.K. (1983): Option value: A conceptual overview. *Southern Economic Journal,* 49 (3): 654-668.

- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf (1981): *Biometry.* W. H. Freeman and Company. New York.

- Solow, R.M. (1974): Intergenerational equity and exhaustible resources. Review of Economic Studies. *Symposium on the Economics of Exhaustible Resources,* vol 41. Edinburgh. Longman. 29-45.

- Solow, R.M. (1986): On the intertemporal allocation of natural resources. *Scandinavian Journal of Economics,* 88: 141-49.

- Solow, R.M. (1993a): An almost practical step toward sustainability. *Resources Policy,* 19 (30): 162-72.

- Solow, R.M. (1993b): Sustainability: an economist's perspective. En R. Dorfman y N. Dorfman (eds.): *Selected Readings in Environmental Economics,* 3rd Ed. New York. Norton.

- Somarriba Arechavala, N. y A.J. López Menéndez (2000): Desarrollo humano y calidad de vida. Aproximación para las regiones españolas. *Actas XIV Reunión Asepelt España*. Oviedo.

- Spangenberg, J.H. (1999): *Material flow-based indicators in environmental reporting. European Environment Agency.* Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

- Spearman (1904): General intelligence objectively determined and measured. *American Journal of Psychology,* 15: 201-293.

- Srinivasan, T.N. (1993): Human Development: A new paradigm or reinvention of the wheel?. *American Economic Review,* 84 (2): 238-243.

- Stern, F.W. y T. Montag (1974): *The Urban Ecosystem. The holistic Approach.* Dowde, Hutchinson and Ross, Stroudsburg. Pennsilvania.

- Stern, N. (1994): Public policy and the economics of Development. *European Economic Review,* 35: 241-272.

- Stiglitz, J.E. (1974): Growth with exhaustible natural resources: the competitive economy. Review of Economic Studies. *Symposium on the Economics of Exhaustible Resources*, , vol 41. Edinburgh. Longman: 123-137.

- Stockhammer, E.; H. Hochreiter; B. Obermayr y K. Steiner (1997): The Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian (revised) ISEW calculation 1955-1992. *Ecological Economics,* 21: 19-34.

- Streeten, P. (1984): Human Development: Means and Ends. *The American Economic Review,* 84 (2): 33-42.

- Stren, R.; R. White y J. Whitney (eds)(1992): Sustainable Cities: *Urbanization and the environment in international Perspective*. Westview Press. Boulder, CO.

- Sudgen, R. (1993): Welfare, Resources and Capabilities: A review of inequality Re-examined by Amartya Sen. *Journal of Economic Literature,* 31 (4): 1947-62.

- Sufian, A.M. (1993): A multivariate analysis of the determinants of urban quality of life in the world´s largest metropolitan areas. *Urban Studies,* 30 (8): 1319-1329.

- Sugeno, M. (1977): Fuzzy measures and fuzzy integrals: a survey. En Gupta, M.M.; G.N. Saridis y B.R. Gaines (eds.): *Fuzzy automata and decision processes.* North-holland. New York: 89-102.

- Sugeno, M. (1985): *Industrial applications of fuzzy control.* Elsevier Science Pub. Co.

- Sullivan, John L. (1983): *Multiple indicators: an introduction*. Sage University papers. Beverly Hills (California).

- Surís Regueiro, J.C. y M.M. Varela Lafuente (1995): *Introducción a la Economía de los Recursos Naturales.* Civitas. Madrid.

- Sustainable Seattle (1995): *Indicators of Sustainable Community.* Metro Center YMCA, Seattle. WA.

- System of National Accounts (SNA) (1993): Commission for the European Communities, International Monetary Fund, Organization for Economic Cooperation and Development, United Nations, World Bank. Brussels/Luxembourg, New York, Paris, Washington, DC.

- Tamames, R. (1977): *Ecología y Desarrollo.* Alianza Universidad. Madrid.

- Terradas, J.; M. Parés y E. Pou (1985): *Descobrir el Medi Urbá. Ecología d'una ciutat: Barcelona.* Centre del medi urbá. Ayuntamiento de Barcelona.

- Thurstone, L.L. (1947): *Multiple Factor Analysis.* Chicago University Press. Chicago.

- Tietenberg, T. (1992): *Environmental and Natural Resources Economics.* Harper Collins Publishers. 1ª Ed. de 1984.

- Tinbergen, J. (1991): On the measurement of Welfare. *Journal of Econometrics,* 50 (1-2): 7-13.

- Tisdell, C. (1990): Economics and the debate about preservation of species, crop varieties and genetic diversity. *Ecological Economics,* 2: 77-90.

- Toman, M.A.; Pezzey, J.; and J. Krautkramer (1995): Neoclassical Economic Growth Theory and Sustainability. En Bromley, D. (ed.): *Handbook of Environmental Economics.* Oxford. Blackwell: 139-165.

- Türksen, I.B. (1991): Measurement of membership functions and their adquisition. *Fuzzy set and Systems,* 40 (1): 5-34.

- Türksever, A.N.E. y G. Atalik (2001): Possibilities and Limitations for the Measurement of the Quality of Life in Urban Areas. *Social Indicators Research,* 53 (2): 163-187.

- Turner, P. y J. Tschirhart (1999): Green accounting and the welfare gap. *Ecological Economics,* 30: 161-175.

- Turner, R.K. (1993): sustainability: principles and practice. En R.K. Turner (ed.): *Sustainable environmental economics and management. Principles and practice.* Belhaven Press. London and New York: 3-36.

- Turner, R.K. (1999): Environmental and Ecological Economics perspectives. En Bergh, J.C.J.M. van den (ed.): *Handbook of Environmental and Resource Economics.* Edward Elgar Pub. Ltd. Cheltenham, UK: 1001-1033.

- Turner, R.K. (ed.) (1993): *Sustainable environmental economics and management.* Principles and practice. Belhaven Press. London and New York.

- Turner, R.K. ; D. Pearce y I. Bateman (1994): *Environmental Economics. An Elementary Introduction.* Harvester Wheatsheaf. Brighton.

- Tweed, C. y P. Jones (2000): The role of models in arguments about urban sustainability. *Environmental Impact Assessment Review,* 20: 277-287.

- UNCED/CNUMA (1987). *Our Common Future.* Report of the United Nations Commision on Environment and Development. Oxford University Press. Oxford.

- UNCED/CNUMA (1992): *Agenda 21.* Report of the United Nations Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro, 3-14 June 1992. Naciones Unidas. New York.

- UNCHS (1984): *Enfoque sistemático y amplio de la capacitación para los Asentamientos Humanos.* Centro de Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. UNCHS. Nairobi.

- UNCHS (1991): *Directrices Ambientales para la Planificación y Gestión de Asentamientos.* Edt. MOPT. PNUMA. UNCHS. Madrid.

- UNCHS (1994): *Report of international conference on re-appraising the Urban Plannig process as an instrument of Sustainable Urban Development and Management.* United Nations Centre for Human Settlements Habitat. Nairobi.

- UNCHS (1996): *The global Report on Human Settlements. An urbanizing world.* Oxford University press. Oxford.

- UNCHS (1997a): *Indicators Programme.* Centre for Human Settlements (Habitat), Nairobi.

- UNCHS (1997b): *Monitoring Human Settlements with urban indicators.* Global Urban Observatory. Centre for Human Settlements (Habitat). Nairobi.

- UNCHS (1999a): *State of the World´s cities: 1999.* Nairobi.

- UNCHS (1999b): *Basic facts of urbanization.* Nairobi.

- UNCHS/UNEP (2000): *The Urban Environmental Forum, 2000 Summary Report.* UNEP, UNCHS.

- UNCSD (1996): *Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies.* United Nations Commision on Sustainable Development New York.

- UNDP/PNUD (1992): *Human Development Report, 1992.* Oxford University Press. New York and Oxford.

- UNDP/PNUD (2000): *Human Development Report, 1999*. Oxford University Press. New York and Oxford.

- UNEP (1997): *Global Environmental Outlook 1997.* Oxford University Press. New York and Oxford.

- UNESCO (1988): *MAB, toward the sustainable city?.* Paris.

- United Nations/Naciones Unidas (1954): *Report on International Definition and measurement of standards and levels of living.* United Nations. New York.

- United Nations/Naciones Unidas (1977): *Indicators of the quality of urban development: Report of the meeting of the Ad Hoc Group of Experts* (8-12 Dec. 1975). Department of Economic and Social Affairs. United Nations. New York.

- United Nations/Naciones Unidas (1989): *Manual de indicadores sociales. Departamento de Asuntos Económicos y Sociales.* United Nations. Nueva York.

- United Nations/Naciones Unidas (1993): I*ntegrated Environmental and Economic Accounting.* United Nations publication ST/ESA/STAT/Ser.F/61. United Nations. New York.

- United Nations/Naciones Unidas (1997): *Urban and rural areas 1996.* United Nations Publications (ST/ESA/SER.a/166). Nueva York.

- UNRISD (1972): *Contents and Measurement of Socio-economic Development.* United Nations Reseach Institute for Social Development. Praeger Publishers. New York.

- Uriel Jiménez, E. (1995): *Análisis de Datos. Series temporales y análisis multivariante.* Editorial AC. Madrid.

- Velicer, W.F. y D.N. Jackson (1990): Component Analysis vs. common factor analysis: some issues in selecting an appropiate procedure. *Multivariate Behavioral Research,* 25: 1-28.

- Vernadsky, V. (1926): *Biosphere.* Moscú.

- Vernon, P. (1950): *The Structure of Human Abilities.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- Victor, P. (1991): Indicators of Sustainable Development: some lessons from capital theory. *Ecological Economics,* 4 (3): 191-213.

- Victor, P. (1994): *Natural capital, substitution and indicators of sustainable Development.* 3rd Meet ISEE. Costa Rica.

- Vitousek, P.; H.A. Mooney; J. Lubchenco y J.M. Melillo (1997): Human domination of earth´s ecosistems. *Science,* 277: 494-499.

- Vitousek, P.; P. Ehrlich; A. Ehrlich; P. Matson (1986): Human appropiation of the products of Photosyntesis. *Biosciencee,* 34 (6): 368-373.

- Vuuren, D.P. van; E.M.W. Smeets (2000): Ecological footprints of Benin, Bhutan, Costa Rica and the Netherlands. *Ecological Economics,* 34(2): 115-130.

- Wackernagel, M. y E. Rees (1995): *Our ecological footprinting: Reducing human Impact on the Earth.* Gabriola Island. BC and Philadelphia, PA: New Society Publishers.

- Wackernagel, M.; L. Onisto; A. Callejas Linares; I. S. López Falfán; J. Méndez García; A. I. Suárez Guerrero y Mª.G. Suárez Guerrero (1997). *Ecological Footprints of Nations: How Much Nature Do They Use? How Much Nature Do They Have?* Commissioned by the Earth Council for the Rio+5 Forum. International Council for Local Environmental Initiatives. Toronto.

- Wackernagel, M.; L. Onisto; P. Bello; A. Callejas Linares; I.S. López Falfán; J. Méndez García; A.I. Suárez Guerrero y Mª.G. Suárez Guerrero (1999): National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics,* 29: 375-390.

- Weber, A.F. (1967): *The growth of cities in the nineteenth century.* Ithaca. New York.

- Wefering, F.M.; Danielson, L.E. y White, N.M. (2000): Using the AMOEBA approach to measure progress toward ecosystem sustainability within a shellfish restoration project in North Carolina. *Ecological Modelling,* 130: 157-166.

- Weitzman, M. (1976): On the welfare significance of national product in the dynamic economy. *Quarterly Journal of Economics,* 90: 156-62.

- Weitzman, M. (1997): Sustainability and Technical progress. *Scandinavian Journal of Economics,* 99 (1): 1-13.

- Weitzman. M. (1995): *Sustainability and the welfare significance of national product revisited.* DP 1737. Dep. of Economics, Harvard University.

- Wells, P.S. (1984): *Farms, villages and cities. Commerce and Urban Origins in Late Prehistoric Europe*. Cornell University Press.

- Weterings, R.A.P.M. y J.B. Opschoor (1992): *The ecocapacity as a challenge to technological development.* Advisory Council for Research on nature and Environment. Rijswijk. Denmark.

- Wetzel, K.R. y J.F. Wetzel (1995): Sizing the earth: recognition of economic carrying capacity. *Ecological Economics,* 12: 13-21.

- White, R.R. (1994): *Urban Environmental Management.* Wiley and Sons Ltd. New York.

- White, R.W. (1989): The artificial intelligence of urban dynamics: neural net modelling of urban structures. *Papers of Regional Science Association,* 67: 43-53.

- Whittaker, S. (1995): *An international Guide to Local Agenda 2*1. HMSO. London.

- WHO (1991): *Report of a WHO Expert Comittee. Environmental Health in Urban Development.* Geneva.

- WHO (1993a): *Global Strategy for health and environment.* World Health Organization. Geneva.

- WHO (1993b): *Healthy City Indicators.* World Health Organization. Copenhagen.

- Wilson, J.; B. Low; R. Constanza y E. Ostrom (1999): Scale misperceptions and the spatial dynamics of a social-ecological system. *Ecological Economics,* 31: 243-257.

- Wolman, A. (1965): The metabolism of the city. *Scientific American,* 213: 179.

- World Bank (1991): *Urban policy and economic development: An agenda for the 1990s.* World Bank Policy Paper. Washington, DC.

- World Bank (1995): *Monitoring Environmental progress: A report of the Work in progress.* World Bank. Washington, DC.

- World Bank (1996a): *Environment Performance Indicators*-First Edition Note. World Bank. Washington, DC.

- World Bank (1996b): *Social Indicators of Development.* John Hopkins University Press. Baltimore.

• World Bank (1996c): *Livable cities for the 21st Century.* Directions in Development Series. World Bank. Washington, DC.

• World Bank (1997): *Expanding the Measure of Wealth. Indicators of Environmentally sustainable Development.* World Bank. Washington, D.C.

• World Bank (1999): Environment Performance Indicators. A Second Edition Note. World Bank. Washington, DC.

• World Bank (2000a): *World Development Indicators* 2000. World Bank. Washington, D.C.

• World Bank (2000b): *World Development Report 2000-2001*. Attacking poverty. World Bank. Washington, D.C.

• World Bank (2000c): *Cities in Transition. World Bank Urban and Local Government Strategy.* Urban Development Division, Infraestructure Group. World Bank. Washington, D.C.

• World Bank (2001): *Urban Environmental Priorities. Environmental Strategy Background Papers.* Urban Development Division, Infraestructure Group. World Bank. Washington, D.C.

• World Economic Forum (2000): 2000 Pilot Environmental Sustainability Index. In collaboration with Yale Center for Environmental Law and Policy and the Center for International Earth Science Information Network at Columbia University. *World Economic Forum.* Annual Meeting in Davos, Switzerland.

• World Economic Forum (2001): 2001 Environmental Sustainability Index. In collaboration with Yale Center for Environmental Law and Policy and the Center for International Earth Science Information Network at Columbia University. *World Economic Forum.* Annual Meeting in Davos, Switzerland.

• World Resources Institute/UNEP/UNDP/World Bank (1998): *World Resources 1998-99.* Oxford University Press.

• World Resources Institute/UNEP/UNDP/World Bank (2000): *World Resources 2000-2001.* Oxford University Press.

• World Wide Fund for Nature (1998): *Living Planet Report 1998.* WWF. Gland, Switzerland.

• World Wide Fund for Nature and New Economics Foundation (1994): I*ndicators for Sustainable Development.* WWF/NEF. London.

• Yager, R.R. (1977): Multiple objetive decision making using fuzzy sets. I*nt. J. Man-Machine Stud.,* 9: 375-382.

• Yager, R.R. (1979): On the measure of fuzziness and negation. Part I: Membership in the unit interval. *Int. J. Gen. Syst.,* 5: 221-229.

• Yager, R.R. (1988): On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decision making. *IEEE Trans. Systems Man Cybernetics,* 18 (1): 183-190.

• Yager, R.R. (1991): Connectives and quantifiers in fuzzy sets. *Fuzzy Sets and Systems,* 40: 39-75.

• Yager, R.R. (1994): Aggregation operators and fuzzy systems modeling. *Fuzzy Sets and Systems,* 67: 129-145.

• Yager, R.R. (ed.) (1982): *Fuzzy set and Possibility Theory.* Academic Publishers. New York.

• Yager, R.R. y D.P. Filev (1993): On the issue of defuzzification and selection based on a fuzzy *set Fuzzy Sets and Systems,* 55: 255-271.

• Young, F.W. (1999): Environmental quality in the US states. *Social Indicators Research,* 46: 205-224.

• Zadeh, L.A. (1965): Fuzzy sets. *Information and Control,* 8: 338-353.

• Zadeh, L.A. (1973a): *The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning.* Memorandum ERL-M 411. Berkeley, October 1973.

• Zadeh, L.A. (1973b): Outline of a new approach to the analysis of complex systems and decision processes. *IEEE Transactions on Systems, Man, Cybernetics,* 3: 28-44.

• Zadeh, L.A. (1978): Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility. *Fuzzy Sets and Systems,* 1: 3-28.

- Zadeh, L.A. (1979): A theory of approximate reasoning. En Hayes, J.; D. Michie y L. Mikulich (eds.): *Machine Intelligence,* vol. 9. Halstead. New York: 149-194.

- Zadeh, L.A. (1983): A computational approach to fuzzy quantifiers in natural languages, *Comp. And Maths. With Appls.,* 9: 149-184.

- Zadeh, L.A. (1996): Fuzzy logic: computing with words. *IEEE Transactions of Fuzzy Systems,* 4 (2): 103-111.

- Zadeh, L.A. y J. Kacprzyk (eds.)(1992): *Fuzzy logic for the management of uncertainty.* John Wiley & Sons. New York.

- Zadeh, L.A.; K.S. Fu; K. Tanaka y M. Shimura (eds.)(1975): *Fuzzy sets and Their applications to cognitive and decision processes.* Academic Press. New york.

- Zarzosa Espina, P. (1994): El criterio de Discriminación en la Selección de Indicadores de Bienestar. Análisis del Coeficiente de Discriminación de Ivanovic. *Estudios de Economía Aplicada,* 2: 169-185.

- Zarzosa Espina, P. (1996). *Aproximación a la medición del Bienestar Social.* Universidad de Valladolid. Valladolid.

- Zimmermann, H.-J. (1987): *Fuzzy sets. Decision making, and Expert Systems.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

- Zimmermann, H.-J. (1996): *Fuzzy sets - And Its Applications. Third Edition.* (First edition 1991). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

- Zimmermann, H.-J. y P. Zysno (1980): Latent connectives in human decision making. *Fuzzy Sets and Systems,* 4: 37-51.

- Zimmermann, H.-J. y P. Zysno (1983): Decisions and evaluations by hierarchical aggregation of information. *Fuzzy Sets and Systems,* 10: 243-260.

- Zimmermann, H.-J.; L.A. Zadeh y B.R. Gaines (eds.)(1984): *Fuzzy sets and Decision Analysis.* North-Holland. Amsterdam.

- Zolotas, X. (1981): *Economic growth and declining social welfare.* New York University Press. Nueva York.

Anexos

Anexo 1. Fichas técnicas de los indicadores 339
Anexo 2. Matrices de correlación lineal 361
Anexo 3. Interpretación de los componentes 367

Anexo 1. Fichas técnicas de los indicadores

Subsistema Ambiental

Indicador:	Agua introducida en la red (AGUARED)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo del agua
Ámbito específico:	Abastecimiento y consumo
Descripción PER:	Indicador de Presión
Cálculo:	Volumen de agua introducida (litros)/Población de derecho
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Litros por habitante

Indicador:	Pérdidas en la canalización y distribución de agua (PERDAGUA)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo del agua
Ámbito específico:	Abastecimiento y consumo
Descripción PER:	Indicador de Presión
Cálculo:	(Volumen de agua consumida (Hm3)/volumen de agua introducida (Hm3)) x 100
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Tanto por cien
Notas:	Cálculo teórico como diferencia entre el agua introducida en la red y el consumo total

Indicador:	Consumo agua (CONSAGUA)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo del agua
Ámbito específico:	Abastecimiento y consumo
Descripción PER:	Indicador de Presión
Cálculo:	Volumen de agua consumida al día (litros/día)/Población de derecho
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Litros por habitante y día

Indicador:	Red de abastecimiento (REDABAS)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo del agua
Ámbito específico:	Abastecimiento y consumo
Descripción PER:	Indicador de Presión
Cálculo:	Longitud de la red de abastecimiento (Kms.)/Superficie del municipio (Kms^2)
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Kms por Km^2

Indicador:	Población cubierta por depuradora (POBDEPUR)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo del agua
Ámbito específico:	Calidad y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Población cubierta (individuos)/Población total
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2000b)
Unidades:	Individuos/habitante
Notas:	Población equivalente

Indicador:	Red de saneamiento (REDSANE)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo del agua
Ámbito específico:	Calidad y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Longitud de la red de saneamiento (Kms.)/Superficie del municipio (Kms2)
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Kms por Km^2

Indicador:	Consumo de electricidad (CONSELEC)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de la energía
Ámbito específico:	Consumo
Descripción PER:	Indicador de Presión
Cálculo:	Consumo eléctrico total (Mw/hora)/ (población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Megawatios/hora cada 1000 habitantes

Indicador:	Generación de RSU (RSU)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de los materiales
Ámbito específico:	Generación de residuos
Descripción PER:	Indicador de Presión
Cálculo:	Producción RSU (Kgrs.)/ población de derecho
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Kgrs. por habitante

Indicador:	Contenedores RSU (CONTRSU)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de los materiales
Ámbito específico:	Recogida y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Contenedores de RSU/1000 habitantes de derecho
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA(2001c)
Unidades:	Contenedores cada 1000 habitantes

Indicador:	Contenedores de papel-cartón (CONTPAP)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de los materiales
Ámbito específico:	Recogida y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Contenedores de papel-cartón/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA(2001c)
Unidades:	Contenedores cada 1000 habitantes

Indicador:	Reciclado de papel cartón (RECOPAP)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de los materiales
Ámbito específico:	Recogida y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Cantidad recogida de papel cartón (kgrs.)/Población de derecho
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Kgrs. por habitante

Indicador:	Contenedores de Vidrio (CONTVID)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de los materiales
Ámbito específico:	Recogida y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Contenedores de vidrio/(población de derecho(habs.)/1000)
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Contenedores cada 1000 habitantes

Indicador:	Reciclado de Vidrio (RECOVID)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de los materiales
Ámbito específico:	Recogida y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Cantidad recogida de vidrio (kgrs.)/Población de derecho
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Kgrs. por habitante
Notas:	

Indicador:	Pilas de Botón (RECOPILA)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ciclo de los materiales
Ámbito específico:	Recogida y tratamiento
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	Cantidad recogida de vidrio (grs.)/(Población de derecho (habs.)/100)
Año de referencia:	1998
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Grs. Cada 100 habitantes
Notas:	

Indicador:	Ruido diurno (RUIDOD)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ruido
Ámbito específico:	Ruido
Descripción PER:	Indicador de Estado
Cálculo:	Nivel ruido (dBA) - 65 (dBA)
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001c)
Unidades:	DBA
Notas:	Datos referidos a las medias de los años 1995 a 1998 en ciudades mayores a 50.000 habs. Nivel de ruido como promedio de las mediciones diarias válidas

Indicador:	Ruido nocturno (RUIDON)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Ruido
Ámbito específico:	Ruido
Descripción PER:	Indicador de Estado
Cálculo:	Nivel ruido (dBA) - 45 (dBA)
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001c)
Unidades:	DBA
Notas:	Datos referidos a las medias de los años 1995 a 1998 en ciudades mayores a 50.000 habs. Nivel de ruido como promedio de las mediciones diarias válidas

Indicador:	Inmisiones atmosféricas (INMISATM)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Atmósfera
Ámbito específico:	Contaminación
Descripción PER:	Indicador de Estado
Cálculo:	Nº días con la calificación global de la calidad del aire es regular, mala o muy mala.
Año de referencia:	1995-1999
Fuente:	CMA (2001c)
Unidades:	Nº de días

Indicador:	Concentración de Ozono (OZONO)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Atmósfera
Ámbito específico:	Contaminación
Descripción PER:	Indicador de Estado
Cálculo:	Nº de superaciones diarias para el umbral de protección de la vegetación de las concentraciones de Ozono
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001c)
Unidades:	Nº de días

Indicador:	Concentración de partículas en suspensión (PSS)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Atmósfera
Ámbito específico:	Contaminación
Descripción PER:	Indicador de Estado
Cálculo:	Nivel concentración (mgr/m^3) - 150
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001c)
Unidades:	Mgr/m^3

Indicador:	Suelo con cubierta natural o acuática (SUENATU)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Entorno natural y biodiversidad
Ámbito específico:	Calidad
Descripción PER:	Indicador de Estado
Cálculo:	(Superficie con cubierta vegetal, arbolada o embalse/ Extensión total) x 100
Año de referencia:	1996
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Espacios naturales protegidos (ESPROT)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Entorno natural y biodiversidad
Ámbito específico:	Calidad
Descripción PER:	Indicador de Respuesta
Cálculo:	(Superficie con algún tipo de protección/ Extensión total) x 100
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Suelo con erosión elevada o muy elevada (SUEERO)
Subsistema:	Ambiental
Área estratégica:	Entorno natural y biodiversidad
Ámbito específico:	Desforestación y desertización
Descripción PER:	Indicador de Estado
Cálculo:	(Superficie con grado de erosión elevado o muy elevado/ Extensión total) x 100
Año de referencia:	1996
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Subsistema Ubanístico

Indicador:	Superficie urbana e infraestructuras de transporte (SUEURBAN)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Suelo Urbano
Ámbito específico:	Superficie
Descripción PER:	Presión
Cálculo:	(Superficie para zonas urbanas e infraestructuras de transporte (Kms2)/ Extensión total (Kms^2) x 100
Año de referencia:	1996
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Carriles-bici (CBICI)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Transporte y Movilidad
Ámbito específico:	Infraestructuras
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Longitud de carriles bici (Kms.)/(población de derecho/10000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Kms cada 10.000 habitantes

Indicador:	Parque de vehículos (VEHHAB)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Transporte y Movilidad
Ámbito específico:	Usos Modales
Descripción PER:	Presión
Cálculo:	Número total de vehículos/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Vehículos cada 1000 habitantes

Indicador:	Autobuses (BUS)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Transporte y Movilidad
Ámbito específico:	Usos Modales
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de autobuses/(número de turismos/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Autobuses cada 1000 turismos

Indicador:	Taxis (TAXI)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Transporte y Movilidad
Ámbito específico:	Usos Modales
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de licencias de taxis/(número de turismos/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Autobuses cada 1000 turismos
Notas:	

Indicador:	Distancia a la capital provincial (DISTCAP)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Transporte y Movilidad
Ámbito específico:	Sistema de Ciudades
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Distancia (kms.) a la capital provincial
Año de referencia:	-
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Kms

Indicador:	Viviendas (VIVIHAB)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Vivienda
Ámbito específico:	Parque de Viviendas
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Nº de viviendas censadas en 1991/población de hecho 1991
Año de referencia:	1991
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Viviendas por habitante
Notas:	La información acerca del total de viviendas proviene de fuentes censales, por lo que su periodicidad es decenal. En este estudio se utiliza como indicador proxi del valor actual

Indicador:	Nuevas viviendas de promoción pública y VPO protegida (NVIVPO)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Vivienda
Ámbito específico:	Parque de Viviendas
Descripción PER:	Respuesta
Cálculo:	Viviendas iniciadas de promoción pública y VPO protegida / (Población de derecho/10000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Viviendas cada 10000 habitantes

Indicador:	Nuevas viviendas libres (NVILIB)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Vivienda
Ámbito específico:	Parque de Viviendas
Descripción PER:	Respuesta
Cálculo:	Viviendas iniciadas de promoción de renta libre / (Población de derecho/10000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Viviendas cada 10000 habitantes

Indicador:	M^2 zonas verdes (VERDHAB)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Sistema Verde
Ámbito específico:	Cantidad
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Dotación zonas verdes (m2)/población de derecho
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA(2001d)
Unidades:	Metros cuadrados por habitante

Indicador:	Viviendas de rehabilitación protegida (VIREHPRO)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Paisaje Urbano
Ámbito específico:	Urbanismo y vida urbana
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de viviendas de rehabilitación protegida / número de recibos IBI urbano
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por uno
Notas:	El total de recibos aproxima el número de viviendas

Indicador:	Valor catastral (IBIRECIB)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Paisaje Urbano
Ámbito específico:	Urbanismo y vida urbana
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Valor catastral total (millones ptas.) / número de recibos IBI urbano
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Millones de ptas. Por vivienda sujeta a contribución urbana

Indicador:	Jardines históricos (JARDHIST)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Paisaje Urbano
Ámbito específico:	Urbanismo y vida urbana
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de parques y jardines catalogados como históricos
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Jardines

Indicador:	Edificios construidos antes de 1950 existentes en 1991 (EDI5091)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Paisaje Urbano
Ámbito específico:	Urbanismo y vida urbana
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	((Edificios construidos antes de 1950 existentes en 1991/total edificios 1991)*100)-100
Año de referencia:	1991
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por cien

Indicador:	Ordenanzas municipales con incidencia en la calidad del paisaje urbano (ORDENAN)
Subsistema:	Urbanístico
Área estratégica:	Paisaje Urbano
Ámbito específico:	Urbanismo y vida urbana
Descripción PER:	Respuesta
Cálculo:	Número de ordenanzas municipales relativas a aspectos como basuras, rótulos, tipología de fachadas, etc.
Año de referencia:	1999
Fuente:	CMA (2001d)
Unidades:	Ordenanzas

Subsistema Demográfico

Indicador:	Crecimiento poblacional (POB9199)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Población
Ámbito específico:	Población total
Descripción PER:	Presión
Cálculo:	((Población de derecho 1999 / Población de derecho 1991)*100)-100
Año de referencia:	1999-1991
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Porcentaje de incremento

Indicador:	Población menor de 20 años (POBM20)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Población
Ámbito específico:	Población total
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Población con edad menor a 20 años / Población de derecho 1998)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Población mayor de 65 años (POBMY65)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Población
Ámbito específico:	Población total
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Población con edad mayor a 65 años / Población de derecho 1998)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Densidad de población (DENSPOB)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Población
Ámbito específico:	Densidad
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Población de derecho /superficie del municipio
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Habitantes por km^2

Indicador:	Crecimiento vegetativo (CREVEG)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Población
Ámbito específico:	Crecimiento
Descripción PER:	Presión
Cálculo:	(Nacimientos - fallecimientos)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Habitantes

Indicador:	Población extranjera (POBEXTRA)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Población
Ámbito específico:	Población Flotante
Descripción PER:	Presión
Cálculo:	(Inmigraciones procedentes del extranjero/población de derecho)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Habitantes
Notas:	

Indicador:	Saldo migratorio (MIGRANET)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Población
Ámbito específico:	Emigración
Descripción PER:	Presión
Cálculo:	(Inmigraciones-emigraciones)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Habitantes

Indicador:	Tasa de analfabetismo (TANALF)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Educación y Formación
Ámbito específico:	Niveles Educativos
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Población analfabeta/población de derecho 1996)*100
Año de referencia:	1996
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Población sin estudios (PSINEST)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Educación y Formación
Ámbito específico:	Niveles Educativos
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Población sin estudios/población de derecho 1996)*100
Año de referencia:	1996
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Población con estudios de primer grado (PPRIM)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Educación y Formación
Ámbito específico:	Niveles Educativos
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Población con estudios de primer grado/población de derecho 1996)*100
Año de referencia:	1996
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Alumnos en centros de educación básica (ALBASPRO)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Educación y Formación
Ámbito específico:	Sistema Educativo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Alumnos en centros de educación básica/profesores en centros de educación básica
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Alumnos por profesor
Notas:	Considera centros públicos, privados y concertados

Indicador:	Alumnos en centros de educación secundaria (ALSECPRO)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Educación y Formación
Ámbito específico:	Sistema Educativo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Alumnos en centros de educación secundaria/profesores en esos centros
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Alumnos por profesor
Notas:	Considera centros públicos, privados y concertados

Indicador:	Alumnos en centros de educación para adultos (ALADUPRO)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Educación y Formación
Ámbito específico:	Sistema Educativo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Alumnos en centros de educación adultos/profesores en centros de educación adultos
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Alumnos por profesor
Notas:	Considera centros públicos, privados y concertados

Indicador:	Lectores de biblioteca (LECTOBIB)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Educación y Formación
Ámbito específico:	Sistema Educativo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de lectores/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Lectores cada 1000 habitantes

Indicador:	Defunciones por enfermedades del sistema cardiovascular (DEFCARD)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Salud Pública y Seguridad Ciudadana
Ámbito específico:	Salud
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Número de defunciones por causa de enfermedad cardiovascular/total defunciones)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Defunciones por enfermedades del aparato respiratorio (DEFRESP)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Salud Pública y Seguridad Ciudadana
Ámbito específico:	Salud
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Número de defunciones por causa de enfermedad respiratoria/total defunciones)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Defunciones de menos de 1 año (DEFME1)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Salud Pública y Seguridad Ciudadana
Ámbito específico:	Salud
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Número de defunciones a edad menor de 1 año/total defunciones)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Defunciones de menos de 30 años (DEFME30)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Salud Pública y Seguridad Ciudadana
Ámbito específico:	Salud
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Número de defunciones a edad menor de 30 años/total defunciones)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Defunciones de entre 30 y 60 años (DEF3060)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Salud Pública y Seguridad Ciudadana
Ámbito específico:	Salud
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Número de defunciones con edades entre 30 y 60 años/total defunciones)*100
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Participación en las últimas elecciones locales (PARTILOC)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Participación y Diversidad Social
Ámbito específico:	Participación
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Número de votantes en elecciones locales/censo electoral)*100
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Participación en las últimas elecciones generales (PARTIGEN)
Subsistema:	Demográfico
Área estratégica:	Participación y Diversidad Social
Ámbito específico:	Participación
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Número de votantes en elecciones generales/censo electoral)*100
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Subsistema Económico

Indicador:	Centros de enseñanza básica (CBASICA)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Educativo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de centros de enseñanza básica/(Número de alumnos/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Centros cada 1000 alumnos

Indicador:	Centros de enseñanza secundaria (CSECUND)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Educativo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de centros de enseñanza secundaria/(Número de alumnos/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Centros cada 1000 alumnos

Indicador:	Centros de enseñanza para adultos (CADULT)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Educativo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de centros de enseñanza para adultos/(Número de alumnos/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Centros cada 1000 alumnos

Indicador:	Camas de hospitales (CAMASHOS)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Sanitario
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de camas en hospitales/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Camas de hospital cada 1000 habitantes

Indicador:	Centros de atención primaria (CENATPRI)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Sanitario
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de centros de atención primaria/(población de derecho/100000)
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Centros de atención primaria cada 100000 habitantes
Notas:	Considera los centros de salud, los puntos de vacunación, los consultorios locales, auxiliares y reconvertidos

Indicador:	Centros de atención especializada (CENATESP)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Sanitario
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de centros de atención especializada/(población de derecho/100000)
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Centros de atención especializada cada 100000 habitantes
Notas:	Considera los hospitales (públicos y privados) y los centros periféricos de especialidad

Indicador:	Farmacias (FARMAC)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Sanitario
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de farmacias/(población de derecho/10000)
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Farmacias cada 10000 habitantes

Indicador:	Líneas telefónicas (TELEF)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Telecomunicaciones
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de líneas telefónicas/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Líneas telefónicas cada 1000 habitantes

Indicador:	Líneas RDSI (RDSI)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Telecomunicaciones
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Accesos básicos RDSI/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	2000
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Accesos básicos RDSI cada 1000 habitantes

Indicador:	Superficie centros comerciales (SUPCOM)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Mercado
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Superficie (m2) de los centros comerciales/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	CAIXA (2001)
Unidades:	M^2 cada 1000 habitantes

Indicador:	Oficinas de entidades financieras (OFIFIN)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Mercado
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de oficinas financieras/(población de derecho/10000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Oficinas cada 10000 habitantes

Indicador:	Restaurantes (RESTAUR)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Mercado
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de restaurantes/(población de derecho/10000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Restaurantes cada 10000 habitantes

Indicador:	Plazas hoteleras (PLAZHOT)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Mercado
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de plazas hoteleras/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Plazas hoteleras cada 1000 habitantes

Indicador:	Butacas cine (BUTCINE)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Ocio y Cultura
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de plazas en cines/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Butacas cada 1000 habitantes

Indicador:	Bibliotecas públicas (BIBPUB)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Ocio y Cultura
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Número de bibliotecas públicas/(población de derecho/100000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Bibliotecas cada 100000 habitantes

Indicador:	Espacios deportivos convencionales (DEPCONV)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Deportivo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Espacios deportivos convencionales/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Espacios deportivos cada 1000 habitantes
Notas:	Considera como convencionales los espacios deportivos dedicados al atletismo, fútbol, pabellones, pistas polideportivas, pistas de tenis, squash y paddle, piscinas, hockey, frontones, boleras y campos de béisbol.

Indicador:	Espacios deportivos no convencionales (DEPNCONV)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Equipamiento Urbano
Ámbito específico:	Deportivo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Espacios deportivos no convencionales/(población de derecho/1000)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Espacios deportivos cada 1000 habitantes
Notas:	Considera como no convencionales los aeródromos, velódromos, canales de río, circuitos naturales, embalses, rutas equitación, zonas de espeleología, pistas de esquí y patinaje, campos de golf, circuitos de motor, rocódromos y campos de tiro.

Indicador:	Media de la renta familiar disponible (RFD)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Renta y Consumo
Ámbito específico:	Bienestar y Renta
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Media de la Renta Familiar por Habitante
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Miles de ptas.

Indicador:	Renta neta media declarada IRPF (IRPF)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Renta y Consumo
Ámbito específico:	Bienestar y Renta
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Total de renta neta declarada IRPF/ Total de declaraciones de IRPF
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Miles de ptas.
Notas:	Considera las rentas del trabajo, profesionales, empresariales y otras.

Indicador:	Paro (PAROHAB)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Actividad Económica y Empleo
Ámbito específico:	Empleo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Paro registrado/población de derecho)*100
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Paro femenino (PAROFEM)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Actividad Económica y Empleo
Ámbito específico:	Empleo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Paro femenino registrado/población de derecho)*100
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Paro de 16 a 24 años (PARO1624)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Actividad Económica y Empleo
Ámbito específico:	Empleo
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	(Paro registrado con edades entre 16 y 24 años/población de derecho)*100
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Tanto por ciento

Indicador:	Inversión en Registro Industrial (INVEREG)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Actividad Económica y Empleo
Ámbito específico:	Actividad
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Inversión inscrita en el Registro Industrial / número de establecimientos
Año de referencia:	1998
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Miles de ptas. por establecimiento

Indicador:	Establecimientos (ESTAB)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Actividad Económica y Empleo
Ámbito específico:	Actividad
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Nº establecimientos/(población de derecho/100)
Año de referencia:	1999
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Establecimientos cada 100 habitantes
Notas:	Considera todas las actividades económicas salvo las agrarias, domésticas y de las administraciones públicas.

Indicador:	Centros de I+D ambiental (CENTROID)
Subsistema:	Económico
Área estratégica:	Tecnología y Gestión del Medio Ambiente.
Ámbito específico:	I+D
Descripción PER:	Estado
Cálculo:	Principales centros e instituciones de investigación y desarrollo tecnológico relacionados con el medio ambiente
Año de referencia:	1996
Fuente:	IEA (2001)
Unidades:	Centros

Anexo 2. Matrices de correlación lineal

Matriz de Correlaciones entre indicadores del subsistema económico

	AGUARED	PERDAGUA	CONSAGUA	REDABAS	POBDEPUR	REDSANE	CONSELEC	RSU	CONTRSU	CONTPAP	RECOPAP	CONTVID	RECOVID	RECOPILA	RUIDOD	RUIDON	INMISATM	OZONO	PSS	SUENATU	ESPROT	SUEERO
CAMASHOS	1																					
AGUARED	1																					
PERDAGUA	0.26	1																				
CONSAGUA	0.51	-0.13	1																			
REDABAS	0.36	-0.07	0.30	1																		
POBDEPUR	0.01	0.23	0.03	-0.38	1																	
REDSANE	-0.14	0.15	-0.11	-0.88	0.44	1																
CONSELEC	-0.15	-0.14	-0.08	-0.10	0.04	0.18	1															
RSU	0.32	0.06	0.14	0.09	0.05	-0.04	0.07	1														
CONTRSU	-0.25	-0.08	0.03	-0.20	0.21	0.21	0.03	-0.07	1													
CONTPAP	-0.39	-0.08	-0.11	-0.22	0.20	0.16	-0.06	-0.38	0.33	1												
RECOPAP	0.11	-0.13	0.22	0.11	0.02	-0.10	0.22	0.33	0.00	-0.07	1											
CONTVID	-0.33	-0.04	0.11	-0.14	0.14	0.04	0.01	0.09	0.17	0.39	0.25	1										
RECOVID	-0.20	-0.13	0.11	-0.24	0.25	0.15	-0.03	-0.12	0.39	0.23	0.10	0.46	1									
RECOPILA	0.07	0.10	0.05	-0.02	0.14	0.15	0.18	-0.19	0.01	-0.08	-0.05	-0.02	0.14	1								
RUIDOD	-0.14	0.05	-0.22	0.14	-0.26	-0.29	-0.04	-0.26	-0.15	0.15	-0.18	-0.22	-0.17	-0.09	1							
RUIDON	-0.21	-0.13	-0.09	0.25	-0.41	-0.38	0.04	-0.13	-0.08	-0.03	-0.11	0.04	-0.21	-0.02	0.66	1						
INMISATM	0.02	0.06	-0.06	0.01	0.03	-0.05	0.01	0.16	-0.09	0.10	0.13	0.09	-0.27	-0.12	0.13	0.13	1					
OZONO	0.01	-0.13	0.07	0.11	-0.09	-0.30	-0.04	0.05	0.07	0.20	0.19	0.13	0.02	0.01	0.06	0.10	0.63	1				
PSS	-0.13	-0.12	-0.11	0.06	-0.04	0.03	0.53	-0.13	0.14	-0.10	0.12	0.04	-0.04	0.15	0.14	0.19	-0.20	-0.43	1			
SUENATU	-0.12	-0.25	-0.11	0.18	-0.05	-0.21	0.00	0.03	0.26	0.31	0.24	0.01	0.15	0.04	0.05	-0.05	0.16	0.21	0.08	1		
ESPROT	0.20	0.02	0.08	-0.01	0.19	0.01	-0.03	0.16	-0.01	-0.14	-0.05	-0.05	-0.07	0.05	-0.09	-0.13	-0.07	-0.19	0.18	0.27	1	
SUEERO	0.00	0.10	-0.01	-0.33	0.14	0.21	-0.21	-0.25	0.32	0.20	-0.21	-0.07	0.27	0.01	0.04	-0.05	-0.30	-0.02	-0.22	0.00	0.33	1

Variables mostradas en escala inversa: AGUARED, PERDAGUA, CONSAGUA, REDABAS, CONSELEC, RSU, RUIDOD, RUIDON, INMISATM, OZONO, PSS, SUEERO.

Matriz de Correlaciones entre indicadores del subsistema urbanístico

	SUEURBAN	CBICI	VEHHAB	BUSHAB	TAXIHAB	DISTCAP	VIVHAB	NVIVPO	NVILIB	VERDHAB	VIRHPRO	IBIRECIB	JARDHIST	EDI5091	ORDENAN
SUEURBAN	1														
CBICI	-0.03	1													
VEHHAB	-0.06	-0.19	1												
BUSHAB	0.07	0.20	0.14	1											
TAXIHAB	0.44	0.18	-0.05	0.35	1										
DISTCAP	0.12	0.24	-0.09	0.33	0.28	1									
VIVIHAB	0.12	0.20	-0.84	-0.35	-0.02	0.06	1								
NVIVPO	-0.03	-0.09	0.38	-0.12	-0.18	0.04	-0.23	1							
NVILIB	0.26	0.13	-0.48	-0.15	0.01	-0.04	0.63	-0.13	1						
VERDHAB	0.00	-0.13	0.01	-0.19	-0.19	-0.38	-0.04	-0.11	-0.14	1					
VIREHPRO	0.01	-0.07	0.44	0.21	-0.18	-0.05	-0.41	0.32	-0.26	0.02	1				
IBIRECIB	0.14	0.26	-0.13	0.04	0.02	0.25	0.13	0.11	0.13	-0.11	0.09	1			
JARDHIST	0.07	0.24	0.13	0.46	0.65	0.27	-0.26	-0.07	-0.28	-0.06	-0.01	0.16	1		
EDI5091	0.02	0.19	0.48	0.36	0.27	-0.09	-0.41	0.14	-0.25	0.27	0.29	-0.02	0.52	1	
ORDENAN	-0.15	0.39	-0.01	0.17	0.26	0.12	-0.02	-0.18	-0.06	-0.17	0.02	-0.11	0.19	0.10	1

Variables mostradas en escala inversa: AGUARED, PERDAGUA, CONSAGUA, REDABAS, CONSELEC, RSU, RUIDOD, RUIDON, INMISATM, OZONO, PSS, SUEERO.

Matriz de Correlaciones entre indicadores del subsistema demográfico

	POB9199	POBM20	POBMY65	DENSPOB	CREVEGE	POBEXTRA	MIGRANET	TANALF	PSINEST	PPRIM	ALBASPRO	ALSECPRO	ALADUPRO	LECTOBIB	DEFCARDI	DEFRESPI	DEFMEN1	DEFME30	DEF3060	PARTILOC	PARTIGEN
POB9199	1																				
POBM20	0.33	1																			
POBMY65	0.61	0.76	1																		
DENSPOB	-0.17	-0.45	-0.19	1																	
CREVEGE	0.03	-0.03	0.18	-0.15	1																
POBEXTRA	0.50	-0.30	-0.06	0.00	-0.09	1															
MIGRANET	0.42	-0.26	0.13	0.11	0.62	0.46	1														
TANALF	0.20	-0.41	0.05	0.34	0.20	0.23	0.40	1													
PSINEST	0.08	-0.29	-0.14	0.04	0.17	0.18	0.34	0.21	1												
PPRIM	0.04	0.12	0.07	-0.19	0.10	-0.09	0.03	-0.15	0.68	1											
ALBASPRO	-0.37	-0.06	-0.04	0.15	-0.08	-0.29	-0.27	-0.06	-0.20	-0.05	1										
ALSECPRO	0.10	0.23	0.06	-0.25	-0.31	-0.15	-0.41	0.06	-0.06	0.03	0.06	1									
ALADUPRO	-0.21	0.20	0.07	-0.20	0.11	-0.34	-0.25	-0.10	-0.20	0.08	0.20	0.26	1								
LECTOBIB	-0.05	-0.07	-0.07	-0.05	-0.12	-0.01	-0.17	-0.16	-0.10	-0.04	0.24	-0.07	0.09	1							
DEFCARDI	0.04	-0.07	-0.08	-0.11	-0.01	-0.03	-0.11	-0.09	-0.01	0.06	0.09	-0.01	0.13	0.66	1						
DEFRESPI	0.04	0.12	0.14	0.08	0.00	0.01	0.09	0.13	-0.04	-0.06	-0.10	0.09	-0.03	-0.66	-0.97	1					
DEFMEN1	0.18	-0.27	-0.20	0.05	-0.11	0.23	0.09	-0.02	0.01	-0.16	0.13	0.23	-0.06	0.01	-0.12	0.15	1				
DEFME30	-0.31	-0.45	-0.59	0.19	-0.09	-0.15	-0.02	0.06	0.11	-0.06	-0.01	0.05	0.02	-0.23	-0.19	0.20	0.40	1			
DEF3060	-0.61	-0.38	-0.69	-0.05	-0.13	-0.27	-0.23	-0.38	0.01	0.07	0.12	-0.16	-0.08	0.12	0.23	-0.35	-0.05	0.35	1		
PARTILOC	-0.19	-0.13	-0.50	-0.09	-0.49	0.11	-0.37	-0.33	0.05	0.18	-0.11	0.19	-0.05	-0.14	-0.12	0.09	0.27	0.25	0.36	1	
PARTIGEN	-0.24	-0.13	-0.50	-0.17	-0.20	-0.17	-0.32	-0.35	0.14	0.16	-0.15	0.11	-0.03	0.05	0.19	-0.25	0.19	0.22	0.57	0.62	1

Variables mostradas en escala inversa: POBMY65, TANALF, PSINEST, ALBASPRO, ALSECPRO, ALADUPRO, DEFCARDI, DEFRESPI, DEFMEN1, DEFME30, DEF3060.

Matriz de Correlaciones entre indicadores del subsistema económico

	CAMASHOS	CENATESP	CENATPRI	FARMAC	TELEFON	RDSI	SUPCOMER	OFFINAN	RESTAUR	PLAZHOT	BUTCINE	BIBIPUB	DEPCONV	DEPNCONV	RFD	IRPF	PAROHAB	PAROFEM	PARO1624	INVEREG	ESTAB	CENTROID	CBASICA	CSECUNDA	CADULT
CAMASHOS	1																								
CENATESP	0.56	1																							
CENATPRI	-0.13	0.10	1																						
FARMAC	0.52	0.28	-0.25	1																					
TELEFON	0.08	-0.01	-0.31	0.28	1																				
RDSI	-0.10	-0.09	-0.29	-0.02	0.85	1																			
SUPCOMER	0.17	0.32	-0.15	0.05	0.18	0.27	1																		
OFIFINAN	0.40	0.22	-0.08	0.46	0.64	0.57	0.27	1																	
RESTAUR	-0.18	-0.10	-0.12	0.03	0.80	0.70	0.01	0.43	1																
PLAZHOT	-0.18	-0.09	-0.12	0.17	0.61	0.48	-0.07	0.36	0.76	1															
BUTCINE	0.07	0.29	0.16	0.19	0.05	-0.06	0.17	0.20	-0.15	-0.05	1														
BIBPUB	-0.14	0.09	0.44	-0.21	0.08	0.18	0.06	0.19	0.16	0.14	0.13	1													
DEPCONV	-0.31	-0.24	-0.15	0.00	0.75	0.73	0.06	0.28	0.81	0.76	0.05	0.22	1												
DEPNCONV	-0.34	-0.33	-0.15	-0.11	0.53	0.55	0.02	0.11	0.52	0.38	0.20	0.31	0.79	1											
RFD	0.15	0.03	-0.02	0.38	0.71	0.59	0.07	0.73	0.49	0.48	0.14	0.13	0.45	0.28	1										
IRPF	0.53	0.11	-0.58	0.41	0.40	0.28	0.26	0.36	-0.03	0.07	0.04	-0.17	0.04	-0.03	0.25	1									
PAROHAB	-0.20	-0.03	0.44	-0.11	0.28	0.42	0.17	0.42	0.35	0.33	0.17	0.51	0.44	0.38	0.54	-0.33	1								
PAROFEM	-0.25	-0.05	0.40	-0.10	0.27	0.40	0.10	0.39	0.44	0.34	0.09	0.41	0.44	0.36	0.42	-0.42	0.93	1							
PARO1624	-0.03	0.10	0.11	0.04	0.58	0.58	0.27	0.49	0.52	0.37	0.22	0.27	0.50	0.38	0.62	-0.03	0.74	0.76	1						
INVEREG	-0.02	0.04	0.15	-0.27	-0.20	-0.03	0.39	-0.02	-0.16	-0.05	-0.06	0.42	-0.17	-0.08	-0.06	-0.14	0.24	0.12	0.07	1					
ESTAB	-0.19	-0.05	-0.01	0.05	0.85	0.82	0.06	0.61	0.85	0.65	-0.03	0.26	0.71	0.50	0.71	0.01	0.47	0.48	0.61	-0.05	1				
CENTROID	0.36	0.00	-0.21	0.53	0.19	0.07	0.12	0.38	-0.12	-0.08	0.06	-0.18	-0.17	-0.16	0.23	0.43	-0.12	-0.08	0.02	-0.09	-0.02	1			
CBASICA	0.38	0.30	0.33	0.20	-0.16	-0.20	0.05	0.02	-0.14	-0.21	0.18	0.15	-0.24	-0.25	-0.15	-0.14	-0.09	-0.11	-0.07	0.08	-0.13	0.02	1		
CSECUNDA	-0.58	-0.25	0.44	-0.32	0.17	0.25	-0.02	-0.03	0.42	0.29	0.02	0.35	0.43	0.27	0.17	-0.47	0.47	0.50	0.41	0.05	0.44	-0.31	-0.15	1	
CADULT	-0.02	0.02	-0.14	0.22	0.37	0.35	-0.10	0.30	0.32	0.37	-0.21	0.03	0.29	0.13	0.35	0.10	0.18	0.24	0.37	-0.08	0.40	0.11	-0.03	0.10	1

Variables mostradas en escala inversa: PAROHAB, PAROFEM, PARO1624

Anexo 3. Interpretación de los componentes

Como resulta habitual al aplicar el Análisis de Componentes Principales sobre un amplio conjunto de indicadores relativos a dimensiones o ámbitos muy distintos, los componentes obtenidos resultan de difícil catalogación o etiquetado. Ello no quiere decir, sin embargo, que pierda validez el análisis realizado, dado que el mismo se ha utilizado dada su base geométrica como técnica para la reducción estadística de datos con la menor pérdida de información posible.

Dentro del Análisis Factorial propiamente dicho, la mayoría de autores realiza un proceso de rotación de los ejes definidos por los componentes inicialmente extraídos, obteniéndose una mayor interpretabilidad[340]. Para ello se transforma la matriz de componentes iniciales en otra, denominada matriz de componentes rotados. Esta nueva matriz es una combinación lineal de la primera, explicando la misma cantidad de variancia inicial.

Una de las técnicas de rotación más utilizadas es la VARIMAX, manteniendo el número de componentes retenidos y reduciendo el número de variables con pesos elevados en un factor. Los componentes rotados siguen siendo en este caso ortogonales.

En este anexo se presentan los resultados de profundizar en el Análisis Factorial realizado al rotar los componentes iniciales obtenidos para los cuatro subsistemas definidos. Asimismo, se hace un ejercicio de interpretación de los factores obtenidos.

Previamente se contempla la viabilidad de aplicar este tipo de técnica factorial en busca de factores comunes. Para ello se analiza la matriz de correlaciones de las variables originales en base a dos test estadísticos (Cuadro A3.1). En primer lugar se calcula el test de esfericidad de Bartlett, consistente en un contraste de hipótesis donde la hipótesis nula es que la matriz de correlación sea una matriz identidad y por tanto no exista correlación. A un nivel de significación inferior al 0,001 se puede afirmar que no se acepta la hipótesis nula para los cuatro grupos de indicadores. Por otra parte, se aplica el test de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), que compara la suma de los coeficientes de correlación parciales al cuadrado con la suma de los coeficientes de correlación al cuadrado. Confirmando el resultado de Bartlett, el valor de este estadístico es superior a 0,50, con lo que entra en los límites aceptables para justificar la aplicación del Análisis Factorial. Valores próximos a la unidad indican que las correlaciones entre pares de variables pueden explicarse por otras variables, apuntando la presencia de factores comunes.

340. Aunque ello pueda suponer una merma en otros aspectos como la ortogonalidad entre componentes (si se hacen rotaciones oblicuas) o el hecho de que las puntuaciones finales sean estimaciones (si se parte de métodos de extracción distintos al de componentes principales, imagen y alfa).

Cuadro A3.1. Test KMO y prueba de Bartlett

	Sistema Ambiental	Subsitema Urbanístico	Subsistema Demográfico	Subsitema Económico
Medida de adecuación muestral de KMO	0.568	0.576	0.583	0.510
Prueba de esferidad de Bartlett				
Chi-cuadrado aproximado	332.314	195.943	526.390	792.181
gl	231	105	210	300
Sig.	0.000	0.000	0.000	0.000

Para cada subsistema se procede a realizar el Análisis Factorial partiendo de la matriz de componentes inicial obtenida mediante el ACP.

El valor de las comunalidades indica en qué medida dichos componentes explican la variabilidad de determinada variable. Se ha comprobado que para los indicadores de cada subsistema ninguna comunalidad es próxima a cero, por lo que todos los indicadores son explicados por los componentes seleccionados en cada análisis.

Sobre la matriz de componentes iniciales extraída se realiza la rotación de tipo VARIMAX. Las matrices de componentes rotados resultantes[341] se muestran para cada subsistema en los Cuadros A3.2 hasta A3.5.

341. Se recogen únicamente las cargas factoriales superiores a 0,40.

Cuadro A3.2. Matriz de componentes rotados para el subsistema ambiental

Variable	Componente							
	1	2	3	4	5	6	7	8
RUIDON	0.846							
RUIDOD	0.810							
REDSANE	-0.604							
CONTVID		0.787						
RECOVID		0.752						
CONTPAP		0.607						
CONTRSU		0.559						
CONSAGUA			0.766					
AGUARED		-0.416	0.690					
REDABAS	0.462		0.661					
OZONO				0.858				
INMISATM				0.858				
CONSELEC					0.807			
PSS					0.764			
SUEERO					-0.495		0.414	
RECOPAP					0.401			
PERDAGUA						0.785		
POBDEPUR	-0.447					0.515		
ESPROT							0.818	
SUENATU						-0.456	0.645	
RECOPILA								0.713
RSU								-0.689

NOTA: Método de extracción: Análisis de componentes principales.
Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.
La rotación ha convergido en 22 iteraciones.

De los ocho componentes identificados para el subsistema ambiental, tras la rotación (Cuadro A3.2) se agrupan las variables en base a su variabilidad compartida, por lo que resulta más fácil etiquetar los componentes o factores obtenidos.

A continuación se propone la siguiente nomenclatura, si bien ha de señalarse que este procedimiento de catalogación sigue teniendo un importante grado de subjetividad. Estas etiquetas son, por orden de importancia:

a) RUIDO (primer componente): Dado que los indicadores de ruido son los más correlacionados con el mismo. Se trata del componente ambiental que por sí solo aporta una mayor explicabilidad (15, 26%) en términos de la variancia observada en el conjunto de variables.

b) RSU (segundo y octavo componentes). Estos factores explican cerca del 17% de la variancia, considerando indicadores de tipo equipamiento ambiental generación y reciclado de residuos sólidos urbanos.

c) AGUA (tercer y sexto componentes). En tercer lugar por orden de importancia tras RUIDO y RSU, están los indicadores referidos al ámbito específico de la distribución, consumo y saneamiento de agua

d) CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA (cuarto componente). Este factor, que explica un 9,31% de la variancia, resume la información contenida en el indicador de ozono y la valoración global de inmisiones atmosféricas.

e) CONSUMO ELÉCTRICO (quinto componente). Este factor está muy correlacionado con los indicadores de consumo eléctrico y partículas sólidas en suspensión (en estrecha relación con ciudades grandes con un numeroso parque de automóviles y elevado consumo eléctrico).

f) MEDIO NATURAL (séptimo componente). Por último, explicando el 5,5% de la variancia, en este componente están reflejados los indicadores de espacios protegidos y suelo con cubierta natural.

En el subsistema urbanístico (Cuadro A3.3), los cinco componentes obtenidos tras la rotación se pueden etiquetar como sigue:

a) VIVIENDA y TRANSPORTE (primer y segundo componente). En el análisis de las variables urbanísticas, estos son los dos factores más importantes, explicando mas de un 30% de la variancia observada, estando muy correlacionados con indicadores referidos a la densidad de vehículos y transporte público, así como densidad y crecimiento de viviendas.

b) VERDE URBANO (tercer componente). Este indicador centra prácticamente el interés de este componente que en su conjunto explica un 10,34%.

c) POLÍTICA AMBIENTAL (cuarto componente). Así se puede denominar este factor dado que está muy correlacionados con indicadores de respuesta de los entes locales, como el número de ordenanzas ambientales y la densidad de carriles bici.

d) PATRIMONIO URBANO (quinto componente). Con apenas un 8% de variancia explicada, este componente está significativamente correlacionado con el valor catastral medio, indicador de la calidad del paisaje urbano.

Cuadro A3.3. Matriz de componentes rotados para el subsistema urbanístico

Variable	Componente				
	1	2	3	4	5
VEHHAB	0.875				
VIVIHAB	-0.873				
NVILIB	-0.665				
VIREHPRO	0.651				
NVIVPO	0.525				
TAXIHAB		0.859			
JARDHIST		0.821			
BUSHAB		0.613			
EDI5091	0.464	0.547	-0.467		
VERDHAB			-0.858		
DISTCAP			0.697		
ORDENAN				0.706	
SUEURBAN		0.424		-0.681	
CBICI				0.584	0.533
IBIRECIB					0.784

NOTA: Método de extracción: Análisis de componentes principales.
Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.
La rotación ha convergido en 8 iteraciones.

En el Cuadro A3.4 se muestran los componentes rotados para los indicadores del subsistema demográfico. Las etiquetas que pueden identificarse como:

a) EDAD y DEFUNCIONES (primer, segundo y séptimo factor). En estos tres componentes se resumen los indicadores de envejecimiento de la población, así como edad y causas de fallecimiento. Los tres componentes considerados conjuntamente explican algo más de un 40% de la variancia observada.

b) SISTEMA EDUCATIVO (tercer componente). Con cerca de un 13% de explicabilidad, este componente tiene dos indicadores de densidad de alumnos por profesor (de educación básica y de adultos) muy correlacionados de forma negativa. Un hecho significativo es la fuerte correlación positiva con el indicador referido a la población extranjera, sin duda explicada por que, este último indicador es representativo en municipios turísticos donde los indicadores de densidad de alumnos por profesor son bastante favorables.

c) CRECIMIENTO DEMOGRÁFICO (cuarto componente). Este factor explica algo más de un 10% y está correlacionado con el crecimiento vegetativo y el saldo migratorio.

d) DENSIDAD de POBLACIÓN (quinto componente). El indicador más correlacionado con este componente es el de densidad poblacional.

e) NIVELES EDUCATIVOS (sexto componente). En este componentes se engloban dos indicadores de nivel educativo: población con estudios primarios y población sin estudios.

Cuadro A3.4. Matriz de componentes rotados para el subsistema demográfico

Variable	Componente						
	1	2	3	4	5	6	7
POBMY65	0.925						
DEF3060	-0.816						
POBM20	0.682				-0.581		
POB9199	0.652		0.566				
DEFME30	-0.650						
PARTIGEN	-0.595				-0.461		
DEFRESPI		-0.946					
DEFCARDI		-0.930					
LECTOBIB		0.831					
POBEXTRA			0.799				
ALADUPRO			-0.685				
ALBASPRO			-0.576				
CREVEGE				0.916			
MIGRANET			0.488	0.757			
PARTILOC	-0.487			-0.576			
DENSPOB					0.783		
TANALF					-0.702		
PPRIM						0.903	
PSINEST						0.880	
DEFMEN1							0.779
ALSECPRO				-0.410			0.618

NOTA: Método de extracción: Análisis de componentes principales.
Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.
La rotación ha convergido en 13 iteraciones.

Cuadro A3.5. Matriz de componentes rotados para el subsistema económico

Variable	Componente					
	1	2	3	4	5	6
TELEFON	0.911					
RESTAUR	0.909					
DEPCONV	0.898					
ESTAB	0.879					
RDSI	0.840					
PLAZHOT	0.775					
DEPNCONV	0.646					0.403
RFD	0.600		0.566			
PARO1624	0.553	0.550				
PAROHAB		0.831				
PAROFEM		0.827				
CENATPRI		0.769				
IRPF		-0.637	0.518			
CSECUNDA		0.601				
BIBPUB		0.522				
CENTROID			0.787			
FARMAC			0.690			
OFIFINAN	0.507		0.661			
CBASICA				0.763		
CENATESP				0.761		
CAMASHOS			0.526	0.627		
SUPCOMER					0.777	
INVEREG					0.762	
BUTCINE						0.849
CADULT	0.409					-0.512

NOTA: Método de extracción: Análisis de componentes principales.
Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.
La rotación ha convergido en 9 iteraciones.

En el caso de los componentes rotados del Análisis Factorial realizado para los indicadores económicos (Cuadro A3.5), entre las posibles interpretaciones aplicables a los factores obtenidos están:

a) TELECOMUNICACIONES, RENTA Y EQUIPAMIENTO TURÍSTICO (primer componente). Engloba todos los indicadores referidos a equipamiento e infraestructuras para la actividad económica, fundamentalmente la turística. Este factor es el más explicativo (30,8%).

b) DESEMPLEO (segundo componente). Destacan en este factor los indicadores de desempleo per capita y femenino, entre otros.

c) NIVEL ECONÓMICO (tercer componente). Este factor explica el 11,5% de la variancia, recogiendo indicadores cuyos máximos valores están asociados a municipios capitales de provincia o con elevado nivel de renta (oficinas bancarias, farmacias). Asimismo, los

indicadores de renta (RFD e IRPF) muestran también elevadas correlaciones con este factor, lo que refuerza su catalogación de índice de nivel económico.

d) EQUIPAMIENTOS EDUCATIVO Y SANITARIO (cuarto componente).

e) NIVEL COMERCIAL (quinto componente). Este factor es complementario del referido al nivel económico, pues se encuentra muy correlacionado con indicadores como las grandes superficies comerciales y la inversión reflejada en el registro industrial.

f) EQUIPAMIENTO CULTURAL (sexto componente). Con este último factor se explica casi un 5% de la variancia, destacando la correlación que muestra con el indicador BCINE.