

Uso de Métodos Multicriteria en la Planificación y Gestión Ambiental¹

Using Multicriteria Methods in Environmental Planning and Management

Environmental Management Vol. 26, No. 6, pp. 595–605 © 2000 Springer-Verlag New York Inc.

RISTO LAHDELMA*

VTT Energy, Technical Research Centre of Finland

P.O. Box 1606, FIN-02044 VTT, Finland

PEKKA SALMINEN

School of Business and Economics

University of Jyväskylä

P.O. Box 35, FIN-40351 Jyväskylä, Finland

JOONAS HOKKANEN

Pavo Ristola Ltd.

Vainokatu 6

FIN-40100 Jyväskylä, Finland

ABSTRACT En los procesos de planificación y decisión ambientales se analizan varias alternativas en términos de criterios múltiples no proporcionados, involucrando muchos actores diferentes con preferencias contrapuestas. Basado en nuestra experiencia en aplicaciones de la vida real, discutimos cómo pueden usarse con éxito los métodos de ayuda a la decisión multicriteria (MCDA) en tales procesos. Los métodos MCDA apoyan estos procesos suministrando un marco para recolectar, almacenar, y procesar toda información pertinente, tornando así el proceso de decisión identificable y transparente. Es por consiguiente posible entender y explicar por qué, bajo varias preferencias contrapuestas, se toma una decisión en particular. El marco MCDA también hace explícitos los requisitos de nueva información, apoyando así la asignación de recursos para el proceso.

En este documento describimos el uso de métodos de ayuda a la decisión de criterios múltiples (MCDA) en procesos de planificación ambiental pública y decisión. Muchas de las opiniones y puntos de vista presentados se basan en experiencias de los autores en una cantidad de aplicaciones de la vida real. Algunas de estas aplicaciones se listan en la Tabla 1, que muestra para cada aplicación el/los año(s) en que el proceso tuvo lugar, los métodos MCDA aplicados, y referencias bibliográficas.

La planificación y la toma de decisiones ambientales son esencialmente análisis del conflicto caracterizados por juicios de valor sociopolíticos, ambientales, y económicos. Varias alternativas tienen que ser consideradas y evaluadas en términos de muchos criterios diferentes, resultando en un inmenso cuerpo de datos, que a menudo son inexactos o inciertos. Para complicar aun más el proceso, generalmente hay un número grande de decisores (DMs) con preferencias contrapuestas. Los diferentes puntos de vista de varios grupos de interés, también deben ser considerados en el proceso. Por consiguiente, generalmente no existe una única solución objetivamente mejor, y el proceso de planificación puede caracterizarse como una búsqueda de soluciones de compromiso aceptables. La resolución de problemas sin ninguna metodología pueden tergiversar los resultados finales. Sin la ayuda de herramientas, los Decisores tienden a focalizar en un subconjunto pequeño de criterios, fijar sus opiniones basadas en información insuficiente, calcular mal las incertidumbres de eventos, y hacer distorsiones motivacionales (Tversky y Kahneman 1986, Payne y Bettman 1992). Simon (1955) explica estos fenómenos a través del llamado modelo conductual racional limitado.

Diferentes métodos MCDA apuntan a apoyar tan complejos procesos de planificación y decisión, proveyendo un marco para recolectar, almacenar, y procesar toda la información pertinente. El centro del método MCDA seleccionado es el modelo de decisión, que es una

¹ Traducción: G. F. Bianchi 2003.

especificación formal acerca de cómo se combinan tipos diferentes de información para alcanzar una solución. Se usan métodos MCDA en procesos de planificación ambiental y toma de decisiones para clarificar el proceso de planificación, evitar diferentes distorsiones, y para manejar toda la información, criterios, incertidumbres e importancia de los criterios. Los métodos MCDA pueden aliviar los problemas causados por las limitaciones del poder computacional humano. Las opciones intuitivas o adaptables se reemplazan por un modelo justificado y aceptado.

La cuestión planteada en los problemas de toma de decisiones de criterios múltiples es típicamente una de los siguientes:

1. Escoger una o más mejores alternativas. Este planteo de problema es muy frecuente en la bibliografía MCDA. Sin embargo, en los problemas ambientales reales, los Decisores detestan a menudo la idea que algún método MCDA pudiera tomar la decisión por ellos.
2. Clasificación jerárquica completa o parcial de las alternativas. En los problemas reales ambientales, los Decisores a menudo requieren una clasificación jerárquica de las alternativas, incluso en casos donde la decisión final es escoger la mejor alternativa. Este enfoque da más libertad a los Decisores para escoger la segunda, tercera, etc., mejor alternativa si por alguna razón así lo desean.
3. Análisis de aceptabilidad de las alternativas. El resultado es una descripción de qué tipo de preferencias daría el mejor rango, o cualquier rango específico, para cada alternativa. Este acercamiento permite la máxima libertad de los Decisores.

Tabla 1. Algunas aplicaciones ambientales MCDA en Finlandia

Aplicación	Año	Método(s)	Informado en
Sistema municipal de gestión de residuos sólidos de Uusimaa a	1991–92	Electre II	Hokkanen and others (1995)
Sistema municipal de gestión de residuos sólidos de Ja "msa" a, b	1993	Electre III	Hokkanen and Salminen (1994)
Sistema municipal de gestión de residuos sólidos de Oulu a, b	1993	Electre III	Hokkanen and Salminen (1997 ^a)
Ubicación de una planta de tratamiento de residuos en el área de Savonlinna a, b	1994-95	Promethee I & II	Hokkanen and Salminen (1997b)
Procedimiento de evaluación de impacto ambiental (EIA) Puerto Helsinki a	1994-95	SMAA	Lahdelma and others (1998) Hokkanen and others (1999a)
Plan general de EIA en Kirkkonummi	1996	SMAA-3	Hokkanen and others (1998a)
Concurso de tecnología para limpieza de suelo contaminado en Toukolanranta	1997	SMAA-2 & AHP	Hokkanen and others (1998b)
EIA tratamiento de residuos South-Karelian	1998-99	SMAA-O	Hokkanen and others (1999b)
EIA planta de energía multifuel Pietarsaari	1998-99	SMAA-O	Manuscrito
Reparación de relleno Huuna	1999	SMAA-O	Manuscrito

a Estas aplicaciones también se resumen en el informe de Salminen and others (1996).

b Estas aplicaciones también se resumen en el informe de Salminen and others (1998).

Dado que los procesos de planificación y decisión en los problemas ambientales públicos involucran muchas personas y organizaciones y pueden durar de meses a varios años, es necesario dividir el proceso en fases distintivas. Un posible modelo de fases se ilustra en la Figura 1. Primero, basado en un informe general del problema, se identifican los diferentes actores. Típicamente los actores incluyen a los Decisores, distintos grupos de interés afectados por la decisión, expertos en los campos apropiados, y planificadores y analistas

responsables de los preparativos y la gestión del proceso. Entonces el problema se define formalmente en términos de soluciones alternativas y los distintos criterios a ser considerados. Los criterios consisten típicamente en medidas de viabilidad técnica, costo-efectividad, impactos probables en diferentes grupos de población, distintos impactos ambientales, etc. Es importante que todos los actores o sus representantes tengan la oportunidad de participar en esta fase para que se tengan en cuenta todos los puntos de vista diferentes. La medida de los diferentes impactos y sus incertidumbres son realizadas típicamente por los expertos en los campos apropiados. El analista de decisión debe seleccionar un método de ayuda de decisión y modelo de decisión convenientes para el problema. Sin embargo, es importante que también los Decisores entiendan al modelo y acepten los supuestos necesarios para su uso. Sólo después de que el modelo de decisión se ha seleccionado, es significativo recolectar información sobre las preferencias de los Decisores, de los grupos de interés, o de ambos. Dependiendo del planteo del problema, el modelo de decisión puede entonces aplicarse para suministrar uno o más soluciones tentativas o alguna otra información descriptiva. Finalmente los Decisores toman la última decisión basados en la solución tentativa y toda la información que se produjo hasta ahora. Dado que los Decisores son responsables por las consecuencias de la decisión, también deben tener la libertad para desviarse de la solución tentativa.

Las fases no se ejecutan necesariamente en estricta secuencia. Algunas fases pueden ejecutarse en un orden diferente o en paralelo, y lo aprendido durante el proceso puede hacer necesario repetir algunas de las fases.

En el contexto ambiental enfatizamos dos ideas centrales en el proceso anterior. En primer término, los diferentes actores deben identificarse desde el primer momento y también se les debe permitir participar en las distintas fases del proceso. Esto suministra un máximo de información al proceso y asegura tener en cuenta todos los puntos de vista diferentes. Cierta información específica y situaciones, que de otro modo podría ignorarse, se incorpora a través de la participación temprana, ya que sólo los actores locales pueden suministrarla. Diferentes actores probablemente también estarán más dispuestos a aceptar la decisión final si han tenido la oportunidad de participar. Normalmente, se requieren varias reuniones de actores en cada fase. Puede ser posible reemplazar algunas reuniones usando correo electrónico o tele conferencia. En segundo lugar, la aplicación de métodos MCDA asegura que se consideren explícitamente todos los datos pertinentes, las incertidumbres y las preferencias. Esto hace al proceso identificable y transparente. Por lo tanto es posible entender y explicar por qué, bajo varias preferencias contrapuestas, se toma una decisión en particular.

Actores	Definir alternativas & criterios	Tomar medidas	Elegir ayuda para la decisión	Suministrar información sobre preferencias	Formular solución(es) tentativa(s)	Tomar decisión final
Decisores	X		(X)	X		X
Grupos de interés	X			(X)		
Expertos	X	X				
Planificadores	X	(X)	X		X	

Figura 1. Fases y participación de actores en los procesos de decisión ambiental multicriteria.

Actores

Los actores consisten en todas las personas diferentes asociadas con el proceso de planificación y decisión. Al principio del proceso se debe identificar a todos los actores, y

explícitamente se debe determinar quién debe participar en el proceso de planificación, en qué fases, y hasta qué punto. Debe haber argumentos explícitos y convincentes para agregar o descartar a un actor. Cabe destacar que cualquier argumento para incluir o excluir diferentes actores suministra información útil al planificador sobre el problema. Después de este proceso, se conforma eventualmente el grupo de supervisión, con base en la participación institucional y voluntaria (Alterman y otros 1984).

Los actores pueden ser clasificados en actores normales y grupos de interés. Los actores normales son aquellos que tienen responsabilidad legítima para participar en el proceso. Los actores normales incluyen a los Decisores, expertos, y planificadores y analistas responsables de los preparativos y gestión del proceso. En muchos países los Decisores para la toma de decisiones públicas se eligen a través de un proceso democrático. En Finlandia, el número de Decisores en las administraciones municipales normalmente es bastante grande, variando de 5-20 miembros en los ejecutivos municipales a unos 100 miembros en los consejos municipales. La mayoría de estos Decisores tiene otros trabajos de jornada completa y por lo tanto tienen un tiempo muy limitado para dedicar al preparativo de la toma de decisiones. El conocimiento de los Decisores acerca de las cuestiones ambientales y su habilidad para entender las causalidades entre los diferentes impactos son muy variables.

Los grupos de interés son típicamente los partidos políticos, las organizaciones cívicas, o los residentes en el área de impacto. Cada grupo de interés tiene su propio punto de vista para evaluar alternativas potenciales y a menudo tiene diferentes sistemas relacionales de preferencias (Roy y Vincke 1984, Bana e Costa 1988). Dependiendo de sus intereses, los grupos sostendrán diferentes alternativas y objetivos, creando así competencias y conflictos basados en malos entendimientos, intereses contrapuestos y valores diferentes (Dietz y otros 1989, Keeney 1992, Banville y otros 1998). Los grupos de interés agregan una dimensión sociopolítica al proceso, en el sentido que deben tenerse eficazmente en cuenta esos puntos de vistas y alternativas que ellos encuentran tan importantes, cuando la decisión real sea tomada (Douglas 1986). Sin embargo, los puntos de vista pueden ser implícitos o, a menos que sean específicamente interrogados al respecto, las personas simplemente pueden abstenerse de expresarlos. A menudo las personas escogen intuitivamente su mejor (o peor) alternativa y luego expresan algunas preferencias ambientales que justifiquen su opción. Para una exitosa planificación y toma de decisión, es importante identificar los verdaderos puntos de vista de los actores. Por ejemplo, considere a las personas que no quieren que se construya un nuevo sistema de gestión de residuos en su área residencial, porque eso disminuiría el valor de sus casas y bajaría el prestigio de su barrio. En una encuesta sobre Preferencias, con una paleta predefinida de criterios ambientales aprobados en común, estos actores podrían expresar que consideran ciertas emisiones causadas por esta planta como el problema ambiental más severo, que debe aliviarse cueste lo que cueste. El resultado no satisfactorio de usar esta falsa información sobre preferencias, podría ser entonces construir un sistema de gestión de residuos aun más grande, con un aparato de limpieza más eficaz en la misma localidad, en lugar de relocalizar la planta en alguna otra parte.

Sólo después de que se conocen todos los puntos de vista de los diferentes actores, es posible identificar los criterios necesarios para la toma de decisiones. Así, los criterios vienen de los actores involucrados en el proceso, es decir, los criterios son dependientes del contexto. También deben reconocerse los conflictos de valores, porque los desacuerdos entre los actores son a menudo debidos al hecho de que actores diferentes enfatizan diferentemente a los criterios. Por ejemplo, nadie puede discutir los impactos perjudiciales causados por el daño ambiental y la disminución del empleo, pero las opiniones difieren acerca de si el daño ambiental es o no una amenaza mayor que la disminución del empleo.

Manteniendo a todos los actores informados desde principio del proyecto, aumentarán las probabilidades de un proceso de decisión exitoso. La razón para esto es que esa participación temprana hace a los actores más comprometidos con el problema, previene conflictos que surjan de la ignorancia, y por eso permite a los participantes concentrarse en los aspectos relevantes del problema real. La identificación de los participantes necesarios puede

hacerse junto con los actores normales, quienes son los más fáciles de identificar. Pueden usarse técnicas diferentes para identificar otros grupos de interés, tales como el acercamiento sistemático presentado por Mason y Mitroff (1981). Identificar las razones potenciales de las personas para movilizarse alrededor de cualquier aspecto del problema, puede también ayudar a identificar actores. Los mapas orientados a problemas (Blair y otros 1990) también pueden usarse junto con otras técnicas tales como el brainstorming, Delphi, y la técnica de grupo nominal (vea, ej., Hwang y Lin 1987).

Los grupos de interés tienen algo que ganar o perder en la toma de decisiones. Esto resalta los conflictos de interés que pueden ser, por ejemplo, económicos, estéticos, culturales, sociales o políticos. Los grupos de interés pueden ser clasificados desarrollando las facciones propuestas por Susskind (1985) y Martin (1985) como:

1. Impulsores: son aquellos que ven el problema como esencial a su supervivencia.
2. Amigos: son aquellos para quienes el problema es importante, pero no esencial para la supervivencia.
3. Guardianes: son aquellos que en principio son neutros y entonces pueden cambiar fácilmente de facción.
4. No participantes o silenciosos: son los totalmente indiferentes al problema. Podrían sentir que no tienen poder para influir en la toma de decisiones o podrían poner toda su confianza en los Decisores.
5. Hostiles: son aquellos con percepciones erróneas, conductas incoherentes, o lealtad frágil, que a menudo actúan sin saberlo contra sus propios intereses.
6. Preservacionistas: son aquellos que harán cualquier cosa para oponerse a las alternativas consideradas. Apoyan la llamada "alternativa cero" de rechazar el proyecto.

Definición de Alternativas y Criterios

Un problema de decisión de criterios múltiples discreto consiste en un juego finito de alternativas que se evalúan en términos de criterios múltiples. Los criterios suministran medidas numéricas para todos los impactos relevantes de las diferentes alternativas. La relevancia de los diferentes impactos depende de los puntos de vista de los actores. Es necesario definir precisamente cómo se mide cada criterio. Normalmente los criterios son valores agregados computados a partir de una cantidad mucho más grande de los denominados factores primarios, que forman el nivel más bajo de información, también conocido como nivel de evaluación.

Definición de Alternativas

En los problemas ambientales de la vida real, las alternativas pueden ser divididas en convencionales e innovadoras. Las alternativas convencionales resultan obvias en el contexto de decisión por sí mismas: el proyecto real, la denominada alternativa cero (el rechazo del proyecto), y otras alternativas presentadas por los actores. Las alternativas innovadoras son aquellas que surgen a través de diferentes tipos de negociaciones durante el proceso.

El número de alternativas es fuertemente dependiente de la situación. Puede haber docenas de alternativas viables para escoger un sistema de gestión de residuos sólidos o en la planificación del uso específico del suelo. El número de alternativas es normalmente más pequeño en proyectos de zonificación, quizás tres a cinco. En muchas situaciones el número de alternativas potenciales es infinito en principio, pero el proceso de toma de decisiones

requiere que se forme un número finito de alternativas distintas. Sin embargo, se debe permitir crecer o achicar al juego de alternativas durante el proceso; el juego inicial de posibles alternativas normalmente lleva a un segundo y a un tercero como resultado de oír a diferentes grupos de interés, hacer mediciones y cálculos, etc. A menudo también es posible formar nuevas alternativas combinando las mejores partes de las alternativas existentes. Por ejemplo, en el caso del Plan General de EIA en Kirkkonummi, se redefinieron dos de las regiones (Hokkanen y otros 1998a). En el de la EIA del Puerto de Helsinki, un total de 25 alternativas fueron generadas de diferentes combinaciones de canales de navegación alternativos y rutas ferroviarias y camineras (Hokkanen y otros 1999a).

La viabilidad de las alternativas la definen los actores. Debe notarse que nuevas alternativas pueden afectar a nuevos grupos de personas, quienes entonces aumentan el conjunto de actores. Estos nuevos actores pueden a su vez plantear nuevos criterios y alternativas. No hay ninguna manera formal de construir una lista de posibles alternativas, y ninguna manera concreta de saber cuando el conjunto de actores es lo bastante completo, más que confiar en la experiencia, la intuición, y en el vago concepto del retorno marginal decreciente de la satisfacción (Banville y otros 1998).

Banville y otros (1998) también presentan la idea de clasificar las alternativas en categorías basadas en si los actores las apoyan, resisten, o les son indiferentes. Esta clasificación de alternativas no sólo puede generar nuevas, sino también que es un punto de arranque para identificar los puntos de vista de los actores. Una vez que estas alternativas convencionales han sido identificadas, es útil crear alternativas innovadoras y mejorar las existentes (Gregory y Keeney 1994). También pueden surgir nuevas alternativas en otras fases de la planificación. Estas deben verse para reflejar la comprensión creciente del problema. En consecuencia, la creación de nuevas alternativas puede ser a menudo más valiosa que la focalización en las existentes (Ozernoy 1984).

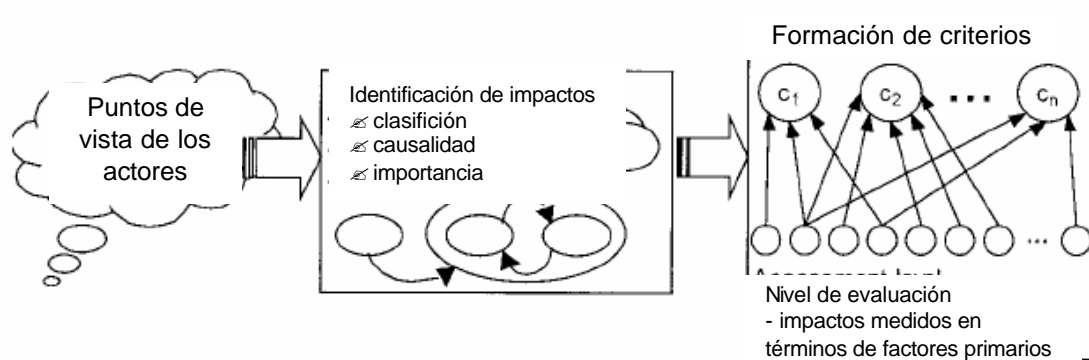


Figura 2. De los puntos de vista de los actores a la identificación de impactos y la formación de criterios agregados.

El desarrollo de nuevas alternativas no siempre es beneficioso. Algunos grupos de interés pueden intentar inventar nuevas alternativas arbitrarias lejos de su área sólo por prevenir, por ejemplo, un basural localizándose en su barrio. Esto, claro, sólo reduce la velocidad del proceso de decisión y no ayuda a la búsqueda de soluciones de compromiso creativas y buenas.

Identificación de Impactos y Construcción del Conjunto de Criterios

En el enfoque de criterios múltiples, los criterios suministran medidas numéricas de todos los impactos relevantes de las distintas alternativas. Diversas clasificaciones son útiles para identificar los diferentes impactos y evaluar su relevancia. Los impactos ambientales más comunes en proyectos de planificación ambiental incluyen impactos en suelo, agua subterránea, agua superficial, calidad regional del aire, atmósfera, flora y fauna locales, biodiversidad y paisaje, así como ruidos molestos. Además de estos impactos ambientales, hay impactos relativos a la economía, empleo, accesibilidad y valuación de las diferentes áreas, uso de energía, servicios, seguridad y salud. Los impactos directos en el ambiente fisicobiológico generan indirectamente impactos sociales significativos, los que pueden ser clasificados en cambios demográficos, condiciones institucionales, infraestructura de la comunidad/área, impactos en el estilo de vida, impactos en las actitudes, y conflictos entre grupos sociales diferentes.

Los impactos también pueden ser clasificados según sus propiedades temporales, espaciales, y regulatorias. Temporalmente, los impactos pueden ser clasificados como únicos, recurrentes o continuos. Los impactos continuos y recurrentes pueden ser a su vez de corto o largo plazo. Espacialmente, los impactos pueden clasificarse como locales, regionales, nacionales, internacionales o globales. Los impactos pueden regularse formalmente o no estar regulados en absoluto. Para los impactos no regulados, debe decidirse cómo las diferencias temporales y espaciales son tenidas en cuenta (Grassin 1986, Bouyssou 1990). Por ejemplo, los impactos de grandes obras (carreteras, plantas industriales, puertos, etc.) durante la fase de la construcción, son claramente diferentes de los impactos generados durante el funcionamiento. Los impactos de nuevos proyectos de carreteras se dispersan geográficamente en áreas muy grandes de diferentes tipos. Finalmente, los impactos pueden ser clasificados como marginales o significativos.

La relevancia de impactos diferentes depende de los puntos de vista de los actores. Se han propuesto diversas técnicas para determinar estos puntos de vista. Roy (1985) considera que estos puntos de vista surgirán después de un análisis completo de las diversas consecuencias, teniendo en cuenta el trasfondo cultural de los actores involucrados. Keeney y Raiffa (1976), Keeney (1992), y Saaty (1980) abogan por una manera jerárquica de construir los criterios, a través de la desagregación del objetivo global en subobjetivos que se vuelven a desagregar, hasta que se alcancen los impactos relevantes. Los enfoques de abajo hacia arriba y el jerárquico de arriba hacia abajo son, por supuesto, no excluyentes mutuamente. Se han usado ambos enfoques en los procesos de planificación. Nosotros hemos usado principalmente un enfoque de abajo hacia arriba en nuestras aplicaciones a la vida real, como se ilustra en Figura 2.

En las fases iniciales de definición de criterios, los expertos y el grupo de supervisión pueden especificar impactos causados por las alternativas. Por ejemplo, el punto de arranque puede consistir en las obligaciones establecidas por la legislación y la experticia adquirida en relación al problema. En cuanto a los impactos ambientales, se han sugerido cuatro enfoques principales para ayudar en su identificación: superposición de mapas, listas de control de impactos, matrices de impacto, y redes de causa-efecto (Julien y otros 1992). Las matrices de impacto y redes de causa-efecto identifican los impactos ambientales, estableciendo los vínculos causales importantes entre las fuentes y los blancos de los impactos.

En esta fase, deben organizarse reuniones especiales para diferentes actores, o reuniones públicas abiertas. Con estas reuniones el planificador está buscando los puntos de vista y alternativas que los diferentes actores perciben lo bastante importantes como para ser tenidos en cuenta cuando la decisión sea tomada. Es importante que los actores involucrados en el proceso de toma de decisiones entiendan y acepten los impactos y puntos de vista alrededor de los cuales se construyen los criterios. Para los actores no experimentados los diferentes impactos pueden ser difíciles de reconocer. Por consiguiente, hemos enfocado el

problema a través de las propias experiencias de las personas. Para cada actor se presenta el peor escenario de cada alternativa considerada. Se pregunta a los actores por qué algunos grupos desean este tipo de situación y cuáles serían las desventajas. Luego, se les pide describir y justificar su alternativa más deseable. Además de la técnica de la pregunta, pueden usarse técnicas de visualización por descubrir los puntos de vista (vea, por ejemplo, Tuovinen 1992). Después de expresar los puntos de vista diferentes en un cuestionario, los participantes pasan a estudiar el material recolectado por expertos, el que describe alternativas e impactos. Durante esta fase, los participantes pueden proponer nuevos impactos.

Todo el material obtenido se reúne entonces y se forman los criterios. El conjunto final de criterios debe reunir los siguientes requisitos (Keeney y Raiffa 1976):

1. Integridad: se cubren todos los puntos de vista importantes del problema.
2. Operacionalidad: el conjunto de criterios puede medirse y puede usarse significativamente en el análisis.
3. No redundancia: dos o más criterios no deben medir la misma cosa.
4. Minimalismo: la dimensión del problema debe llevarse a un mínimo.

Tabla 2. Conjunto final de criterios en la aplicación a la planta de tratamiento de residuos de Savonlinna

Categoría	Criterios
Economía	g1 = costos operativos g2 = costos de construcción g3 = costos de transporte
Tecnología	g4 = manejo de las aguas de la planta g5 = vínculo con la infraestructura existente
Ambiente	g6 = efectos sobre el agua subterránea g7 = efectos sobre el agua superficial g8 = efectos ecológicos g9 = efectos sobre el paisaje
El hombre y el ambiente construido	g10 = uso recreativo g11 = efectos sobre las normas de vivienda g12 = historia cultural g13 = salud g14 = ruido

Consideremos cómo el conjunto de criterios reúne estos requisitos en una aplicación a la vida real. La tabla 2 muestra el conjunto final de criterios en la aplicación a la planta de tratamiento de residuos de Savonlinna (Hokkanen y Salminen 1997b). La integridad está satisfecha, porque éstos son exactamente los criterios que los actores quisieron considerar. El requisito de operacionalidad está bien satisfecho para los criterios en la categoría economía, y algunos otros criterios pueden evaluarse bastante bien en base a proyectos similares anteriores. Sin embargo, algunos criterios, como el manejo de las aguas de la planta, y la historia cultural tuvieron que ser evaluados por expertos usando escalas discretas, las cuales se asumía que eran cardinales. Dado que los Decisores entendieron y aceptaron estas mediciones, las mismas pueden ser consideradas operacionales en este sentido. El requisito de no redundancia no es fácil de satisfacer en los problemas de la vida real. Al intentar lograr integridad, a menudo es difícil evitar el solapamiento parcial entre los criterios. En el caso Savonlinna, por ejemplo, los criterios de uso recreativo y efectos en las normas de vivienda están ligeramente solapados. El solapamiento podría reducirse introduciendo un conjunto más

grande de criterios más restringidos, pero esto contradiría el requisito de minimalismo. El conjunto final de 14 criterios es una buena solución de compromiso entre los requisitos.

Medición de los Criterios

Normalmente los criterios son medidos como agregados de factores primarios, los cuales pueden consistir en, por ejemplo, niveles de emisión para elementos químicos individuales, tamaño de la población afectada, distribución del ruido en ciertas áreas, etc. El número de factores primarios puede ser muy grande en tanto comprenden todos los puntos de vista considerados por los diferentes actores. En las fases posteriores del proceso de planificación, el nivel de valuación puede usarse para describir cada impacto muy precisamente, por ejemplo, a niveles de componente de emisión o de especie. Conceptualmente, es posible llevar a cabo la comparación de alternativas directamente al nivel de valuación. Sin embargo, debido al gran número de factores diferentes y al hecho que varios factores pueden medir esencialmente el mismo impacto, los criterios se usan para agregar los factores relacionados.

Los impactos de las alternativas escogidas se observarán en el futuro, y por consiguiente puede ser imposible de medir los impactos con precisión en el momento de la decisión. Como es bien conocido, incluso los costos de un proyecto a menudo se estiman incorrectamente; lo mismo vale para criterios ambientales más difíciles. Sin embargo, las decisiones deben tomarse bajo esta incertidumbre inherente. Cuando la inexactitud o incertidumbre de los valores de los criterios son considerables, debe representarse explícitamente usando, por ejemplo, intervalos de confianza, distribuciones de probabilidad, pseudocriterios, etc.,

A veces las mediciones de los criterios se basan en los juicios expertos. En tales casos las escalas posibles para los criterios pueden ser cardinales u ordinales. En una escala cardinal, las diferencias entre los valores son significativas. En una escala ordinal sólo el orden de los valores es significativo. Algunos criterios pueden ser tan vagos que los expertos sólo pueden proporcionar juicios ordinales. A veces, los Decisores reales prefieren criterios ordinales a criterios cardinales. Ejemplos de tales criterios vagos son la confiabilidad técnica, el paisaje, y la innovación. A veces las medidas ordinales son escogidas si pueden suministrar suficiente exactitud con ahorros considerables de costos y de tiempo. No importa cuan vagos los criterios ordinales puedan parecer, si ellos describen la realidad subjetiva de los Decisores respecto del problema, el analista tiene que aceptarlos.

Desgraciadamente, las herramientas MCDA no soportan ampliamente problemas dónde parte o toda la información de los criterios sea ordinal.

Si el método MCDA requiere escalas cardinales, el analista enfrenta el difícil problema de pasar los valores ordinales hacia una escala cardinal. El método SMAA-O (Miettinen y otros 1999) es capaz de manejar información cardinal y ordinal mezclada, y nosotros lo hemos usado en tres aplicaciones a la vida real, como se presenta en la Tabla 1. SMAA-O maneja criterios ordinales, simulando todos los ordinales consistentes en representaciones cardinales.

Elección del Método de Ayuda a la Decisión

Un problema de principios al escoger un método de ayuda a la decisión para un problema de la vida real, es que métodos diferentes pueden proporcionar resultados diferentes

con los mismos datos, y generalmente no hay ningún medio para identificar objetivamente el mejor método o alternativa. Por consiguiente, la elección del método debe estar bien justificada en aplicaciones reales, aunque esto raramente se hace. Hay algunos requisitos para poder usar el método MCDA en problemas ambientales públicos:

1. El método debe estar bien definido y ser fácil de entender, considerando particularmente sus elementos centrales, tales como el modelo de criterios y la definición de pesos relativos.
2. La técnica debe poder manejar el número necesario de Decisores.
3. El método debe poder manejar el número necesario de alternativas y criterios.
4. El método debe poder ocuparse de información inexacta o incierta de los criterios.
5. Debido a restricciones de tiempo y de dinero, la necesidad por parte de los Decisores de información sobre preferencias debe ser tan pequeña como sea posible.

Estas restricciones cubren los típicos factores a través de los cuales se evalúa normalmente la relevancia práctica de los métodos de apoyo a la decisión (Goicoechea y otros 1982, Hobbs 1984, Hobbs y otros 1992, Simpson 1996).

Para cualquier método de ayuda a la decisión, es muy difícil satisfacer todos estos requisitos en el problema de jerarquización. Todos los métodos tienen sus propias debilidades inherentes. El gran número de Decisores, alternativas y criterios que a menudo están presente en los problemas ambientales públicos enfatiza el último requisito. Los planificadores normalmente no tienen suficientes tiempo o recursos económicos para evaluar funciones de costo/beneficio o llevar a cabo comparaciones pairwise de alternativas y criterios con cada Decisor. La naturaleza de los problemas ambientales también puede hacer demasiado difícil comparar la importancia de criterios diferentes para la mayoría de los Decisores. Por ejemplo, especificar una relación entre gases de efecto invernadero y el empleo, simplemente puede ser demasiado difícil.

Varios métodos multicriteria diferentes se han aplicado a los problemas ambientales. Los enfoques principales pueden ser clasificados en base al tipo de modelo de decisión que aplican:

(1) Métodos basados en la función de costo o beneficio, tales como la teoría de utilidad multiatributo (MAUT) (Keeney y Raiffa 1976), SMART, el proceso analítico jerárquico (AHP) (Saaty 1980), el intervalo AHP (Salo y Härmäläinen 1992), y los métodos de análisis de aceptabilidad multicriteria estocásticos SMAA (Lahdelma y otros 1998) SMAA-2 (Lahdelma y Salminen 1997, 2000, Hokkanen y otros 1998b), SMAA-D (Lahdelma y otros 1999), y SMAA-O (Miettinen y otros 1999); y (2) métodos superadores tales como los métodos Electre II (Roy y Bertier 1971), Electre III (Roy 1978) Electre IV (Roy y Hugonnard 1982), Promethee I y II (Brans y Vincke 1985), y SMAA-3 (Hokkanen y otros 1998a).

El análisis de costo-beneficio (CBA) también podría ser clasificado como un método multicriteria. Sin embargo, actualmente ha disminuido su uso en los problemas ambientales en Finlandia. CBA todavía se usa en la planificación de caminos, por ejemplo, pero no en problemas en nuestro contexto, donde estamos interesados en las diferentes valoraciones de criterios por parte de actores diferentes.

Otra clasificación puede hacerse en base al uso de información sobre preferencias en el método. La mayoría de los métodos requiere información sobre preferencias bajo la forma de pesos relativos precisos. Métodos que no requieren la información sobre las preferencias de los Decisores son el análisis de aceptabilidad (Bana e Costa 1986 1988), los métodos SMAA, el análisis de involucimiento de datos (DEA) (Charnes y otros 1978), y Electre IV. Algunos métodos también pueden usarse con información parcial sobre pesos relativos. DEA, SMAA, e intervalo AHP pueden manejar intervalos de peso. SMAA y el método de Butler y otros (1997) también pueden usarse con distribuciones de peso arbitrarias.

La ventaja de los métodos libres de información sobre preferencias en los problemas reales es que los Decisores evitan muchas preguntas difíciles, desapareciendo el problema

teórico de combinar los pesos contrapuestos de múltiples Decisores. Sin embargo, los métodos libres de información sobre preferencias generalmente no pueden suministrar soluciones concluyentes a los problemas. Por ejemplo, Electre IV a menudo no puede producir una única alternativa mejor, y requiere la definición de parámetros difíciles por parte del analista. DEA sólo puede separar las alternativas eficientes de las ineficientes; en general el puntaje de eficiencia no debe usarse para jerarquizar alternativas. Los métodos SMAA suministran información muy detallada que describe qué tipo de preferencias corresponden a la elección de cada alternativa. SMAA suministra esta información bajo la forma de los denominados índices de aceptabilidad, que miden la variedad de preferencias diferentes que apoyan cada alternativa, y pesos centrales que describen las preferencias de un Decisor típico que apoya una cierta alternativa. SMAA puede usarse para identificar buenas alternativas de compromiso que son aceptable para muchos actores con preferencias diferentes. Es importante notar que es probable que tales alternativas también sigan siendo soluciones buenas en el futuro, sujetas a preferencias cambiantes, nuevos actores, y criterios cambiantes o más exactos.

En los métodos basados en la función utilidad, la incertidumbre e inexactitud de los datos del problema puede modelarse usando intervalos o distribuciones estocásticas. En general, los modelos estocásticos deben analizarse numéricamente usando la simulación de Monte Carlo. En aproximaciones superiores, la inexactitud puede modelarse a través de los umbrales de indiferencia y preferencia (denominados pseudocriterios). Es claro que los valores del umbral para cada criterio y para cada problema deben evaluarse separadamente. Los métodos SMAA pueden usarse con cualquier modelo de decisión que utilice pesos relativos. Así, la incertidumbre puede modelarse utilizando tanto criterios estocásticos (SMAA, SMAA-2, y SMAA-D) o pseudocriterios (SMAA-3). Con criterios estocásticos, SMAA suministra los denominados factores de confianza, los que miden explícitamente si los datos son lo bastante exactos como para tomar decisiones informadas.

El uso de pseudocriterios en asociación con métodos superiores, puede resultar en muchas alternativas mutuamente indiferentes o no comparables (la no comparabilidad sólo puede ocurrir con el llamado proceso de destilación, el cual puede usarse en la fase de agregación de los métodos Electre). Por ello no se obtiene ninguna clasificación jerárquica completa de las alternativas. La no comparabilidad entre algunas alternativas puede ser considerada una debilidad del método cuando no es capaz de jerarquizar completamente las alternativas. La no comparabilidad también puede verse como una manera de representar situaciones de decisión, donde el Decisor es de hecho incapaz de comparar algunas alternativas. Si no hay ninguna base para comparar dos alternativas de modo confiable, éstas deben aceptarse como no comparables. Ésta también es una manera de proteger los puntos de vista de los actores en los procesos de planificación ambientales.

El modelo de decisión determina la compensación entre los criterios (vea, por ejemplo, Bouyssou 1986). Un modelo lineal costo/beneficio provee compensación completa entre los criterios, es decir, un valor pobre en cualquier criterio puede compensarse con un valor suficientemente bueno en otro criterio. La compensación puede disminuirse usando modelos de utilidad de no lineales. Sin embargo, esto lleva al difícil problema de determinar la configuración correcta. Los métodos superadores típicamente no suministran compensación completa. Debido a los umbrales usados, no todas las diferencias entre los valores de los criterios afectan el análisis.

Obtención de Información sobre Preferencias

Normalmente, en los problemas multicriteria se asigna un número para cada criterio, que describe su importancia. Estos números se llaman pesos relativos, y modelan las preferencias subjetivas de los Decisores. La interpretación de los pesos relativos depende

completamente del modelo de decisión. Por consiguiente, es esencial que el modelo de decisión sea escogido antes de establecer los pesos relativos (vea, por ejemplo, Vincke 1992). En modelos de decisión basados en la teoría de la utilidad, los pesos relativos se usan para agregar los valores de los criterios en un solo número que describa globalmente lo bueno o el beneficio de cada alternativa. La interpretación de los pesos relativos depende de la forma de la función de utilidad. La función de utilidad lineal más comúnmente usada, utiliza los pesos relativos para computar los beneficios como promedios (aritméticos) sopesados de criterios adecuadamente escalados. Los pesos relativos pueden interpretarse entonces como coeficientes de precio para los criterios, y las tasas entre pesos relativos representan tasas de intercambio entre criterios. Una función de utilidad aditiva representa primero los valores de los criterios mediante funciones de utilidad parciales hacia el intervalo $[0, 1]$ y entonces computa las utilidades globales como un promedio ponderado de las utilidades parciales. Como las funciones de utilidad parciales pueden ser no lineales, los pesos relativos corresponden entonces a funciones de precio no constantes para los criterios, y las tasas entre pesos relativos representan tasas de intercambio variables entre criterios. La interpretación de los pesos relativos en funciones de utilidad más complejas se torna sumamente difícil. En el enfoque superador la interpretación de los pesos relativos es completamente diferente; los pesos relativos son considerados como votos para ciertos criterios (Roy 1991).

La información respecto a los pesos relativos puede ser más o menos exacta. Cuando no pueden obtenerse o acordarse pesos relativos exactos, pueden usarse intervalos o distribuciones de pesos relativos. A veces sólo se dispone de información sobre prioridades parciales entre criterios. Los Decisores también podrían negarse a suministrar información sobre pesos relativos. Cuando el número de Decisores es pequeño, es posible usar técnicas de evaluación de pesos relativos con diversos chequeos de consistencia. Cuando el número de Decisores es grande, la búsqueda de pesos relativos correctos es particularmente difícil.

En el contexto de toma de decisiones públicas, el número de Decisores es a menudo tan grande, que más de una vez no hay ninguna posibilidad de obtener las preferencias de los Decisores. Éste es un problema, porque continuamente se obtiene nueva información durante el proceso de planificación y toma de decisiones, y por consiguiente las preferencias de los Decisores también evolucionan. Esto es particularmente cierto en situaciones dónde la planificación se completa varios meses antes de tomar la decisión, como en los proyectos de evaluación de impacto ambiental (EIA).

En la bibliografía se presentan varias técnicas para establecer pesos relativos. Éstas varían desde la evaluación directa a los métodos de comparación pairwise tales como AHP (Saaty 1980) y Macbeth (Bana e Costa y Vansnick 1994). Una vez más, no existen pesos relativos correctos que pudieran permitir comparaciones entre procedimientos diferentes. Los pesos obtenidos dependen de la técnica usada.

Después que se ha obtenido la información sobre pesos relativos de un grupo de Decisores, se presenta el difícil problema de agregar pesos contrapuestos en un solo conjunto de pesos que representarían las preferencias globales del grupo. Los diversos procedimientos para promediar pueden producir pesos y llevar a soluciones que nadie quiere. De hecho, las preferencias globales de un grupo en general no pueden ser representadas por un solo conjunto de pesos. Sólo el uso de intervalos de pesos o distribuciones de pesos pueden proveer un punto de partida legítimo.

A menudo no es posible obtener ninguna información sobre las preferencias de los Decisores. Las razones para esto pueden ser que: (1) los Decisores no tienen suficiente tiempo para estudiar el problema cuidadosamente, (2) los analistas no tienen suficientes recursos como para revelar las preferencias de un grupo grande, (3) los Decisores no pueden suministrar ningún peso debido a la dificultad del problema, (4) los Decisores no quieren limitarse a ninguna declaración sobre preferencias en un proceso largo, (5) los Decisores tienen miedo de expresar sus preferencias en público porque los votos de los partidarios y antagonistas de un proyecto son valiosos posteriormente, y (6) a veces el grupo de Decisores

no se identifica claramente y por consiguiente es difícil decidir las preferencias de quiénes deben tenerse en cuenta.

Para estos casos uno no puede aplicar métodos que requieren precisa información sobre pesos relativos. En cambio, los métodos multicriteria libre de información sobre preferencias pueden usarse para describir las alternativas potenciales y las preferencias (los pesos) que apoyan cada alternativa. Esto normalmente no producirá una única solución. En cambio, la lista de alternativas se reducirá, pero la última decisión se deja a los Decisores.

Conclusiones

Es importante identificar los puntos de vista de los actores en los problemas de decisión ambientales. La información obtenida de los actores ayuda a identificar impactos específicos del contexto que los expertos podrían fallar en reconocer. En los problemas de la vida real, los expertos han podido desarrollar nuevas alternativas dónde el número de impactos perjudiciales ha sido reducido terminantemente (Salminen y otros 1996, Hokkanen y Salminen 1997a, Hokkanen y otros 1998a).

El proceso de planificación multicriteria tal como se ha descrito en este documento, ha facilitado el aprendizaje bidireccional entre los expertos y los grupos de interés. De este modo, uno de los beneficios de los métodos MCDA es que todos los actores aprenden a entender bien el problema. El problema de decisión se clarifica inmediatamente después que se ha formalizado en términos de alternativas y criterios. La formulación MCDA provee un marco comprensivo para almacenar toda información del problema relevante, hace explícitos los requisitos de nueva información, y de este modo facilita la asignación de recursos.

El enfoque MCDA también ha aumentado la discusión entre los diferentes actores, ha activado a los no participantes, y ha enfocado la discusión a los temas relevantes. Los actores han empezado a examinar los problemas comprensivamente, no sólo desde sus propios puntos de vista. Los actores también han aprendido a reconocer conflictos basados en las equivocaciones y a resolverlos. Esto está probado por el hecho de que el énfasis en las discusiones ha cambiado de las alternativas a los impactos: ¿Qué tipo de impactos está la gente realmente dispuesta a aceptar?

Un problema con las reuniones organizadas para los diferentes actores es que normalmente llegan sólo a la parte activa de la población, que consiste principalmente en partidarios y antagonistas al proyecto, generalmente siendo mayoría los antagonistas. Los puntos de vista de los participantes son normalmente muy diferentes de los puntos de vista de la población menos activa, que no obstante forma el grupo más grande cuando todos los actores son considerados. Aproximadamente el 60%-70% de todos aquéllos que son afectados por una cierta alternativa pertenecen a los grupos de no participantes y de guardianes. Aunque las reuniones ayudan a reconocer impactos que son importantes para la toma de decisiones, no pueden usarse como la única fuente de información sobre preferencias. Por consiguiente, para clarificar las preferencias de todos los grupos de interés, deben usarse sondeos con muestras más grandes.

Es importante que los puntos de vista significativos para los diferentes grupos de interés se lleven a los Decisores. Después de que los criterios se han construido y aceptado, las conclusiones deben ser basadas en los criterios. Por consiguiente, métodos que restringen el número de criterios no debe usarse en la toma de decisiones públicas.

Se enfatiza el rol del planificador en la elección del método multicriteria a ser usado como ayuda al proceso de decisión. Como es extensamente conocido, métodos diferentes pueden dar soluciones diferentes al mismo problema, y los Decisores raramente pueden

comparar los métodos (esto sólo puede pasar cuando los requisitos del método exceden lo que los Decisores consideran realista). Sin embargo, no es posible comparar confiablemente métodos diferentes en un problema de la vida real. Se ganará una mayor profundización en este problema cuando aumente el número de aplicaciones a la vida real de diferentes métodos MCDA. Actualmente las aplicaciones MCDA a la vida real son raras, pero el número está aumentando bastante rápidamente.

Debe notarse que aunque el uso real de un método MCDA toma sólo un tiempo corto en relación al proceso entero, el mismo define las fases del proceso de decisión a través de sus requisitos de datos. Por ejemplo, nuestros procedimientos de EIA han durado cada uno aproximadamente un año (excepto la aplicación al puerto de Helsinki, que duró dos años), pero la aplicación real del método MCDA toma típicamente sólo unas semanas.

Agradecimientos

Esta investigación fue apoyada, en parte, por la Academia de Finlandia (58575), y el Centro de Desarrollo de Tecnología de Finlandia. Agradecemos a Raúl Lejano, William M. Bowen y al árbitro anónimo, los útiles comentarios de la revisión.

Bibliografía Citada

- Alterman, R., D. Harris, and M. Hill. 1984. The impact of public participation on planning. *Town Planning Review* 55(2):177–196.
- Bana e Costa, C. A. 1986. A multicriteria decision-aid methodology to deal with conflicting situations on the weights. *European Journal of Operational Research* 26:22–34.
- Bana e Costa, C. A. 1988. A methodology for sensitivity analysis in three-criteria problems: A case study in municipal management. *European Journal of Operational Research* 33: 159–173.
- Bana e Costa, C. A., and J.-C. Vansnick. 1994. Macbeth: An interactive path towards the construction of cardinal value functions. *International Transaction in Operational Research* 1(4):489–500.
- Banville, C., M. Landry, J.-M. Martel, and C. Boulaire. 1998. A stakeholder approach to MCDA. *Systems Research and Behavioral Science* 15:15–32.
- Blair, J. D., Slaton, C. R., and Savage, G. T. 1990. Hospital-physician joint ventures: A strategic approach for both dimensions of success. *Hospital and Health Service Administration* 35:3–26.
- Bouyssou, D. 1986. Some remarks on the notion of compensation in MCDM. *European Journal of Operational Research* 26(1):150–160.
- Bouyssou, D. 1990. Building criteria: A prerequisite for MCDA. In C. A. Bana e Costa (ed.), *Readings in multiple criteria decision aid*. Springer-Verlag, Berlin.
- Brans, J. P., and P. Vincke. 1985. A preference ranking organization method. *Management Science* 31(6):647–656.
- Butler, J., J. Jia, and J. Dyer. 1997. Simulation techniques for the sensitivity analysis of multicriteria decision models. *European Journal of Operational Research* 103(3):531–546.
- Charnes, A., W. W. Cooper, and E. Rhodes. 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research* 2:429–444.
- Dietz, T., P. Stern, and R. Rycroft. 1989. Definitions of conflict and the legitimisation of resources: The case of environmental risk. *Sociological Forum* 4(1):47–70.
- Douglas, M. 1986. *How institutions think*. Syracuse University Press, New York.
- Goicoechea, A., D. Hansen, and L. Duckstein. 1982. *Introduction to multiobjective analysis with engineering and business applications*. John Wiley, New York.

- Grassin, N. 1986. Constructing "population" criteria for the comparison of different options for a high voltage line route. *European Journal of Operational Research* 26:42–57.
- Gregory, R., and R. L. Keeney. 1994. Creating policy alternatives using stakeholders values. *Management Science* 40(8): 1035–1048.
- Hobbs, B. F. 1984. Experiments in multicriteria decision making and what we can learn from them: An example. In M. Beckmann and W. Krelle (eds.), *Decision making with multiple objectives*. Springer-Verlag, New York.
- Hobbs, B. F., V. Chankong, and W. Hamadeh. 1992. Does choice of multicriteria method matter? An experiment in water resources planning. *Water Resources Research* 28(7): 1767–1779.
- Hokkanen, J., and P. Salminen. 1994. The choice of a solid waste management system by using the Electre III decision-aid method. Pages 111–153 in M. Paruccini (ed.), *Applying multicriteria decision-aid for environmental management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Hokkanen, J., and P. Salminen. 1997a. Choosing a solid waste management system using multicriteria analysis. *European Journal of Operational Research* 98(1):19–36.
- Hokkanen, J., and P. Salminen. 1997b. Locating a waste treatment facility by multicriteria analysis. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 6:175–184.
- Hokkanen, J., P. Salminen, E. Rossi, and M. Ettala. 1995. The Choice of a Solid Waste Management System using the Electre II Decision-Aid Method, *Waste Management and Research* 13:175–193.
- Hokkanen, J., R. Lahdelma, K. Miettinen, and P. Salminen. 1998a. Determining the implementation order of a general plan by multicriteria method. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 7:273–284.
- Hokkanen, J., R. Lahdelma, and P. Salminen. 1998b. Multi-criteria analysis in a technology competition of cleaning polluted soil. Proceedings of the 47th Meeting of the European Working Group, "Multicriteria Aid for Decision," 25–26 March 1998, Thessaloniki, Greece.
- Hokkanen, J., R. Lahdelma, and P. Salminen. 1999a. A multiple criteria decision model for analyzing and choosing among different development patterns for the Helsinki cargo harbour. *Socio-Economic Planning Sciences* 33:1–23.
- Hokkanen, J., R. Lahdelma, and P. Salminen. 1999b. Selecting a region for a waste treatment facility using stochastic multicriteria acceptability analysis with ordinal data. Paper submitted to discussion, 49th Meeting of the European Working Group "Multicriteria Aid for Decision," 18–19 March 1999, Milano/Como, Italy.
- Hwang, C.-L., and M.-J. Lin. 1987. *Group decision making under multiple criteria*. Springer-Verlag, Berlin.
- Julien, B., S. J. Feneves, and M. J. Small. 1992. An environmental impact identification system. *Journal of Environmental Management* 36:167–184.
- Keeney, R. L. 1992. *Value-focused thinking: A path to creative decisionmaking*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Keeney, R. L., and H. Raiffa. 1976. *Decisions with multiple objectives: Preferences and value tradeoffs*. John Wiley & Sons, New York.
- Lahdelma, R., and P. Salminen. 1997. Identifying compromise alternatives in group decision-making by using stochastic multiobjective acceptability analysis. University of Jyväskylä, Department of Mathematics, Laboratory of Scientific Computing, Report 8/1997.
- Lahdelma, R., and P. Salminen. 2000. SMAA-2: Stochastic multicriteria acceptability analysis for group decisionmaking. *Operations Research* (in press).
- Lahdelma, R., J. Hokkanen, and P. Salminen. 1998. SMAA— stochastic multiobjective acceptability analysis. *European Journal of Operational Research* 106(1):137–143.
- Lahdelma, R., P. Salminen, and J. Hokkanen. 1999. Combining stochastic multiobjective acceptability analysis and DEA. Pages 629–632 in D. K. Despotis and C. Zopounidis (eds.), *Integrating technology & human decisions: Global bridges into the 21st century*. New Technologies Publications, Athens.
- Martin, A. P. 1985. *The first order of business: Testing the validity of the objectives*. The Professional Development Institute, Ottawa.
- Mason, R. O., and I. I. Mitroff. 1981. *Challenging strategic planning assumptions: Theory, cases and techniques*. John Wiley & Sons, New York.
- Miettinen, K., R. Lahdelma, and P. Salminen. 1999. SMAA-O— stochastic multicriteria acceptability analysis with ordinal criteria. Reports of the Department of Mathematical Information Technology, Series B, Scientific computing, No. B 5/1999. University of Jyväskylä "skylla", Finland.
- Ozernoy, V. 1984. Generating alternatives in multiple criteria decision making problems: A survey. In Y. Haimes and V. Chankong (eds.), *Decision making with multiple objectives*. Proceedings of the sixth international conference on multiple-criteria decision making, Case Western Reserve University, Cleveland, Ohio, USA, 4–8 June 1984. Springer-Verlag, New York.

- Payne, J. W., and J. R. Bettman. 1992. Behavioral decision research: A constructive processing perspective. *Annual Review of Psychology* 43:87–131.
- Roy, B. 1978. Electre III: Un algorithme de classement fonde´ sur une repre´sentation floue des pre´fe´rences en pre´sence de crite`res multiples. *Cahiers du Center d'Etudes de Recherche Ope´rationnelle* 20(1):3–24.
- Roy, B. 1985. Me´thodologie Multicrite`re d'aide a` lade´cision. Economica, Paris.
- Roy, B. 1991. The outranking approach and the foundations of Electre methods. *Theory and Decision* 31(1):49–73.
- Roy, B., and P. Bertier. 1971. La me´thode Electere II: Une me´thode de classement en pre´sence de crite`res multiples. Direction scientifique, Note de travail, 142. SEMA (Metra International), Paris.
- Roy, B., and J. C. Hugonnard. 1982. Ranking of suburban line extension projects on the Paris metro system by multicriteria method. *Transportation Research* 4:301–312.
- Roy, B., and P. Vincke. 1984. Relational systems of preference with one or more pseudocriteria: Some new concepts and results. *Management Science* 30(11):1323–1335.
- Saaty, T. L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill, New York.
- Salminen, P., J. Hokkanen, and R. Lahdelma. 1996. Multicriteria decision analysis project on environmental problems. University of Jyva¨skyla¨, Department of Mathematics, Laboratory of Scientific Computing, Report 5/1996.
- Salminen, P., J. Hokkanen, and R. Lahdelma. 1998. Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems. *European Journal of Operational Research* 104(3): 485–496.
- Salo, A., and R. P. Ha¨ma¨la¨inen. 1992. Processing interval judgments in the analytic hierarchy process. Pages 359–372 in A. Goicoechea, L. Duckstein and S. Zionts (eds.), *Multiple Criteria Decision Making*. Springer-Verlag, New York.
- Simon H. A. 1955. A behavioral model of rational choice. *Quarterly Journal of Economics* 69:99–118.
- Simpson, L. 1996. Do decision makers know what they prefer?: MAVT and Electre II. *Journal of the Operational Research Society* 47:919–929.
- Susskind, L. 1985. The sitting puzzle. Balancing the economic and environmental gains and losses. *Environmental Impact Assessment Review* 5(2):157–163.
- Tuovinen, P. 1992. Ympa¨risto¨kuva ja symboliikka. Ympa¨risto¨kuvan ja siihen liittyvien merkitysten analysointimetodiikasta [About the analyzing methods of the envionscape and its meanings]. Yhdyskuntasuunnittelun ta¨ydennyskou-lutuskeskuksen julkaisuja A 20. Teknillinen korkeakoulu, Espoo, Finland.
- Tversky, A., and D. Kahneman. 1986. Judgment under uncertainty: Heuristics and biases. Pages 38–56 in H. R. Arkes and K. R. Hammond (eds.), *Judgment and decision making*, Cambridge University Press, New York.
- Vincke, P. 1992. *Multicriteria decision-aid*. Wiley, Chichester, UK.
- Zeleny, M. 1982. *Multiple criteria decision making*, McGraw-Hill, New York.