

Distr.
RESTRINGIDA

LC/R.996 (Sem.61/12)
16 de mayo de 1991

ORIGINAL: ESPAÑOL

C E P A L

Comisión Económica para América Latina y el Caribe

Seminario regional sobre "Políticas para la gestión de los residuos urbanos e industriales", organizado por la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), en el marco del proyecto "Políticas para la gestión ambientalmente adecuada de residuos", que realiza con el apoyo de la Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) de la República Federal de Alemania.

Santiago, Chile, 1 al 3 de julio de 1991

IMPACTO ECOLOGICO DE CONTAMINANTES ATMOSFERICOS

Este documento fue elaborado por la Unidad Conjunta CEPAL/PNUMA de Desarrollo y Medio Ambiente de la División de Medio Ambiente y Asentamientos Humanos a través del consultor señor Hermann A. Mühlhauser. Las opiniones expresadas en este trabajo, el cual no ha sido sometido a revisión editorial, son de exclusiva responsabilidad del autor y pueden no coincidir con las de la Organización.

INDICE

	<u>Página</u>
I. INTRODUCCION	1
A. CONSIDERACIONES GENERALES	1
1. Alcances	3
2. Fuentes de información	3
II. IMPACTO ECOLOGICO, ALGUNAS DEFINICIONES, MARCO CONCEPTUAL Y CONSIDERACIONES METODOLOGICAS	4
III. PRINCIPIOS PARA EXAMINAR LOS EFECTOS DE CONTAMINANTES AEREOS, SU DISTRIBUCION, TRANSPORTE, TRANSFORMACION; INCORPORACION POR LA BIOTA. DESTINO EN EL AMBIENTE Y SU EFECTO SOBRE EL MEDIO FISICO	6
IV. LA ESTRUCTURA Y FUNCION DE LAS ASOCIACIONES BIOLOGICAS Y LA APRECIACION DE EFECTOS ECOTOXICOS	12
V. IMPACTO ECOLOGICO DE CONTAMINANTES AEREOS SOBRE INDIVIDUOS Y POBLACIONES	14
VI. EFECTOS DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFERICOS SOBRE LA ESTRUCTURA Y LA DINAMICA DE LAS COMUNIDADES Y LOS ECOSISTEMAS	19
VII. EFECTOS DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFERICOS SOBRE EL FUNCIONAMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS	25
VIII. CONSIDERACIONES FINALES	30
IX. RESUMEN	31
Bibliografía	32

I. INTRODUCCION

A. CONSIDERACIONES GENERALES

Uno de los objetivos más frecuentes de los programas de control de contaminación atmosférica es mantener una calidad de aire que proteja la salud y el bienestar de los seres humanos. Sin embargo el concepto de bienestar debe, sin lugar a dudas, referirse a un marco conceptual que incluya la salud de todos aquellos organismos animales y vegetales; naturales y domésticos (cultivados) que conforman el entorno del ser humano. Por lo general el objetivo se traduce en una política de lograr concentraciones aceptables, de los principales contaminantes aéreos. Para determinar estos niveles aceptables se definen criterios en base a una cantidad de información científica sobre epidemiología y toxicología. Esta información sirve para establecer los estándares de calidad de aire.

Ya que la concentración de un contaminante dado, la cual produce daños a la salud humana, a menudo no es la misma concentración que produce daño a otros organismos, se debe establecer estándares separados para cada uno de estos dos grandes grupos afectados. De esta manera se habla entonces del estándar primario, que mantiene la salud humana y del estándar secundario, que protege el bienestar humano, tal como ha sido definido más arriba. Ejemplos de estándares primario y secundario se entregan a continuación en el Cuadro 1 (ver página siguiente).

Cuadro 1

**ESTANDARES (1 Y 2) DE CALIDAD DE AIRE PARA
LOS NUEVE PRINCIPALES* CONTAMINANTES DEL AIRE**

CONTAMINANTE	TIEMPO PROMEDIO	E. PRIMARIO	E. SECUNDARIO	PAIS/ ORGANIZACION
PTS ^c	anual ^a	75 $\mu\text{g m}^{-3}$	60 $\mu\text{g m}^{-3}$	EEUU
	anual ^a	40 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	OMS
	anual ^b	75 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	CHILE
PM10 (FRACCION INHALABLE)	anual ^a	50 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	EEUU
	24 h	150 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	CHILE
SO _x	anual ^b	80 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	EEUU
	anual ^b	40 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	OMS
(SO ₂)	anual ^b	80 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	CHILE
CO	8 h	10 mg m^{-3}	10 mg m^{-3}	EEUU
	8 h	10 mg m^{-3}	-	OMS
	8 h	10 mg m^{-3}	-	-
NO ₂	anual ^b	100 $\mu\text{g m}^{-3}$	100 $\mu\text{g m}^{-3}$	EEUU
	anual ^b	100 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	CHILE
O ₃	1 h	240 $\mu\text{g m}^{-3}$	240 $\mu\text{g m}^{-3}$	EEUU
	1 h	160 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	CHILE
OXIDANTES FOTOQUIMICOS	1 h	120 $\mu\text{g m}^{-3}$	-	OMS
HIDROCARBUROS NO METANICOS	3 h	160 $\mu\text{g m}^{-3}$	160 $\mu\text{g m}^{-3}$	EEUU
Pb	3 meses	1,5 $\mu\text{g m}^{-3}$	1,5 $\mu\text{g m}^{-3}$	EEUU

a: Media geométrica
b: Media aritmética
c: Partículas suspendidas totales

* No se consideran los aerosoles, muy importantes en el transporte de elementos traza y minerales, ni tampoco los pesticidas.

1. Alcances

El presente estudio está relacionado con los principales compuestos contaminantes, provenientes de la actividad humana, que están siendo incorporados, distribuidos, transportados y/o transformados en la atmósfera; en cuanto constituyan un peligro para el medio ambiente y la componente no humana de su bienestar. No se contempla hacer un análisis del comportamiento de estas sustancias en la atmósfera misma ni como son las interacciones que pudieran existir con entes, principalmente microorganismos, que tengan su hábitat en la fase gaseosa; más bien se trata acá, de discutir los procesos que ocurren en cuanto estos contaminantes atmosféricos interactúan con los ecosistemas terrestres y acuáticos. También se hace referencia a los criterios actuales que se utilizan para la toma de decisiones en estudios del impacto ecológico, así como a las nuevas investigaciones destinadas a disminuir el volumen global de emisiones. No se consideran los aspectos relacionados con una aproximación legal ni con la salud humana.

Como una regla es necesario conocer algunos atributos específicos acerca de estos compuestos para predecir si constituirán un peligro para el ambiente en general. Los criterios a utilizar en el estudio son: que el contaminante sea liberado en grandes cantidades; que sea tóxico en algún sentido, que persista en el ecosistema en el que entra (o que sea transformado en un material igual o más tóxico que antes de entrar), que encuentre vías por las cuales encuentre organismos sensibles, las cuales se relacionen, con alguna afinidad, por los materiales biológicos.

Desgraciadamente, la problemática del impacto ecológico de los contaminantes atmosféricos, en cuanto afecta a los ecosistemas en su componente no humana, es nueva para Chile, de tal manera que la mayoría de los ejemplos de estudios de caso que se utilizarán, así como la bibliografía consultada es de origen externo.

2. Fuentes de información

Las fuentes de información utilizadas para la elaboración de este estudio incluyen obras recientes sobre el tema, de diferentes autores, provenientes de la biblioteca privada del autor, revisiones del tema realizadas por organismos internacionales (WMO, UNESCO-GESAMP, OMS, EPA) y una amplia bibliografía de artículos publicados en distintas revistas científicas, relacionadas con el tema.

II. IMPACTO ECOLOGICO, ALGUNAS DEFINICIONES, MARCO CONCEPTUAL Y CONSIDERACIONES METODOLOGICAS

El ámbito de estudio del bienestar humano en lo que se refiere al efecto de contaminantes sobre organismos distintos que el hombre es materia de la disciplina denominada impacto ecológico, una rama de las ciencias ambientales, intimamente relacionada con la disciplina de la Ecología (Westman, 1985). El estudio de impacto ecológico y su evaluación comprende no sólo el análisis, sino también la calificación del significado que las alteraciones ecológicas predichas tienen sobre la sociedad humana. El presente estudio se enfoca en el marco de la descripción, predicción y evaluación de los efectos de los contaminantes atmosféricos sobre la estructura y función de los ecosistemas naturales, o sea aquellos que están más cerca de su estado evolutivo original. El marco del conocimiento no sólo comprende las características tangibles o estructura de los ecosistemas (por ejemplo: plantas, animales, suelo), sino también el intercambio de energía y materiales entre los ecosistemas componentes, o sea la dinámica de interacción o función del ecosistema. El término impacto se define para este caso como el efecto de una acción humana sobre un ecosistema. La evaluación, se refiere al análisis y calificación de impacto sobre un ecosistema. El análisis, se refiere a una tarea objetiva de identificar acciones, tomar mediciones de condiciones de línea base y predecir los cambios de las condiciones de línea base posibles de ocurrir como resultado de estas acciones antrópicas. La calificación es una tarea o normativa que depende de la aplicación de criterios humanos, que pueden ser subjetivos. Comprende determinar el significado de los efectos para las partes afectadas. Para el caso de que se trate de objetos (organismos cultivados) y no del bienestar humano propiamente tal, se considera a los propietarios de dichos objetos como sus representantes. Por ejemplo, calificar los efectos de un contaminante atmosférico sobre el cultivo de un agricultor.

Las metodologías utilizadas para la evaluación de impacto ecológico de contaminantes atmosféricos han ido variando con el tiempo desde los estudios primarios que revelaron instancias de alteraciones sobre los patrones estructurales de diversos grupos taxonómicos hasta los avances técnicos que han permitido el desarrollo de métodos para seguir el flujo de contaminantes en compuestos biológicamente activos al interior de un ecosistema. Con la comprensión de la importancia del flujo de masa a través de los compartimentos del ecosistema, se hizo evidente la

necesidad de estudiar procesos a gran escala y la espiral de materiales en el sistema. De esta manera se ha podido estudiar la manera en que los ecosistemas funcionan en forma natural y después de sufrir perturbaciones por contaminantes, en este caso atmosféricos.

Los métodos desarrollados para el muestreo y análisis de las comunidades biológicas pueden ser aplicados a un amplio espectro de estudios de impacto ecológico. Los métodos del muestreo ecológico envuelven suposiciones acerca de la estructura de los datos y de la comunidad subyacente que representan. Por esta razón es ventajoso tener un modelo conceptual de la estructura de la comunidad antes de comenzar con el muestreo y probar si el modelo desarrollado se ajusta a la estructura de datos observados a continuación del muestreo.

Ejemplos de modelos conceptuales de la estructura de la comunidad son: El patrón espacial en un sitio. Este patrón se refiere a la distribución de individuos en un sitio de interés. este patrón puede seguir varios tipos de distribuciones; al azar, de Poisson, etc. El patrón de la distribución de especies a lo largo de un gradiente ambiental constituye otro modelo de patrón espacial y se refiere a la forma como las especies se distribuyen a lo largo de ejes que representan un incremento en algún o algunos factores ambientales (contaminantes), que están influenciando la abundancia de estas especies de interés.

La colecta de datos relacionada a un programa de muestreo normalmente es para obtener una representación adecuada del promedio y rango de condiciones presentes en un sitio en relación al espacio y a veces al tiempo, dentro de las restricciones de tiempo, costos económicos, o de trabajo. Ya que se trata de caracterizar un sitio completo por su promedio, el sitio debiera ser tan homogéneo como fuera posible en los parámetros de interés. Cualquier heterogeneidad (cambios de la pendiente, posición, tipo de suelo, cambios de flujo, profundidad o temperatura) puede ser usada para estratificar o dividir el área de estudio inicial en subsecciones homogéneas.

Entre los métodos para colectar datos se pueden mencionar los que usan unidades con cero dimensión (punto) o unidimensionales (línea) y métodos de distancia (del vecino más cercano). Los datos colectados se pueden a su vez analizar por otros métodos entre los que destacan: la comparación de la composición de especies en el espacio o en el tiempo; el análisis directo de gradiente; el análisis indirecto de gradiente (ordenación); la clasificación, etc.

III. PRINCIPIOS PARA EXAMINAR LOS EFECTOS DE CONTAMINANTES AEREOS, SU DISTRIBUCION, TRANSPORTE, TRANSFORMACION; INCORPORACION POR LA BIOTA. DESTINO EN EL AMBIENTE Y SU EFECTO SOBRE EL MEDIO FISICO

Los principios para examinar los efectos de los contaminantes sobre plantas, animales (ambos conjuntos componen lo que se conoce como biota), suelos, agua y materiales pueden verse como comunes para contaminantes en todos los medios (agua, aire y suelo). Anotaré aca brevemente algunos de los efectos particulares de los contaminantes atmosféricos sobre los ecosistemas, de tal modo de ilustrar algunos conceptos importantes para las secciones posteriores que están referidas a las diversas jerarquías de la biota.

En adición a sinergismos (efectos sumatorios) que pueden ocurrir entre contaminantes atmosféricos y entre gases y partículas (especialmente partículas finas $< 0,5 \mu$ de diámetro), (GESAMP, 1989) a las cuales se adhieren, el efecto de un contaminante atmosférico sobre un organismo está muy afectado por las condiciones ambientales. Por ejemplo, la humedad y temperatura ambiente pueden actuar para alterar las tasas respiratorias de los animales y las aperturas de los estomas de las hojas y el metabolismo de una planta, influenciando por lo tanto las tasas de incorporación y acumulación de contaminantes atmosféricos. La humedad del suelo y los compuestos nutrientes también interactúan con la sensibilidad de las plantas a contaminantes aéreos (Westman, et al. 1985). El pH del suelo y del agua afecta las solubilidades de otros iones (especialmente cationes metálicos) y pueden resultar en concentraciones tóxicas de estos últimos, en el suelo o el agua, debido a subidas o a bajadas del valor del pH. Una bajada del pH celular interno de las plantas, debido a adsorción de SO_2 o lluvia ácida puede, a su vez, solubilizar metales tóxicos (Fe, Al), en la célula vegetal.

Las especies animales típicamente tienen mayores tasas respiratorias a medida que decrece el tamaño corporal; las tasas respiratorias a su vez influyen la tasa de incorporación de contaminantes y son otro factor que influencia la sensibilidad a los mismos.

Al nivel de ecosistema los efectos de contaminantes gaseosos atmosféricos son múltiples e interactivos (Westman, 1985; Subramanian et al. 1987), pero pueden destacarse algunas generalidades:

i) Debido a que las tolerancias a contaminantes difieren entre especies, el estress provocado por la contaminación producirá un gradiente de respuesta en el sentido del viento a partir de una fuente puntual. También se producirán manchones de respuestas diferenciales por distintas especies para una fuente difusa de contaminante;

ii) Las poblaciones específicas con tiempos generacionales cortos (plantas anuales o perennes de vida corta) tienen mayor probabilidad de ser resistentes al estress provocado por contaminantes atmosféricos, en comparación a vegetación con tiempos generacionales más largos (árboles). Esto ocurre al menos por dos razones. Primero: los individuos con mayor resistencia genética al contaminante se incrementarán más rápido al interior de una población estresada, ya que el intervalo entre generaciones es más corto. En segundo lugar las especies con tiempos generacionales más cortos, es más probable que se reproduzcan antes de sucumbir a una muerte inducida por un contaminante; esto es una población de plantas anuales puede mantenerse en un área contaminada mediante una estrategia de "evasión de la contaminación", la cual no está disponible para una perenne de vida larga. La población anual se renueva cada año con organismos frescos, aun no estresados y sobrevive al estress de la contaminación durante parte del año mediante la producción de semillas hibernantes; y

iii) El debilitamiento o muerte de las especies sensibles en un ecosistema probablemente será seguido por un incremento de las especies autóctonas tolerantes o por una invasión de especies tolerantes alóctonas (exóticas), debido a relaciones de competencia.

Para predecir los efectos del estress crónico por contaminantes aéreos sobre ecosistemas terrestres, inicialmente se puede establecer un rango de las especies indígenas en cuanto a la rapidez de crecimiento y en alcanzar la madurez sexual, así como su sensibilidad al contaminante en pruebas monoespecíficas. Las especies con tasa de crecimiento rápido y baja sensibilidad a contaminantes tienen más probabilidad de que incrementen su cobertura y sean inicialmente acompañadas por especies tolerantes exóticas, anuales o perennes de vida corta. A través del vector tiempo, las variedades resistentes en la población nativa pueden ser seleccionadas, especialmente en las comunidades de plantas herbáceas con tiempos generacionales cortos (Winner et al. 1985).

En el Cuadro 2 (ver página siguiente) se resumen algunos efectos ecológicos de los principales contaminantes atmosféricos.

Cuadro 2

Algunos efectos ecológicos de los principales contaminantes atmosféricos sobre los componentes del ecosistema, con indicación de algunos efectos sinérgicos.

Contaminante	Efectos descritos
PTS	No hay información disponible sobre fauna silvestre. En las plantas produce obturación de estomas y reducción de la fotosíntesis y el crecimiento. Los depósitos sobre el suelo aumentan la concentración de metales pesados y radionucleidos, provee de sustrato para microorganismos descomponedores. Produce cambios climáticos al formar nubes y reducir la radiación incidente y la visibilidad; puede resultar en enfriamiento atmosférico. Efectos sinérgicos sobre animales con SO_2 , radionucleidos y metales pesados.
SO_2	Sin información disponible sobre la fauna silvestre. Causa daño a las hojas de las plantas, reduce el crecimiento de los brotes y raíces, incrementa la mortalidad. Puede inhibir la fijación de nitrógeno en bacterias simbióticas y cianobacterias, es oxidado por microorganismos a SO_4 , absorbido en el suelo y por los microorganismos del suelo. Los líquenes son muy susceptibles de ser dañados. En la atmósfera será oxidado a SO_3 y luego a H_2SO_4 . Efectos sinérgicos con NO_2 , O_3 y vapor de agua; sobre los animales con agua y SO_3 .
SO_4 particulado	En peces (pH 4,5-6,0) pueden inhibir la reproducción y supervivencia de juveniles. A pH 4,0 - 5,0 interfiere con el balance iónico. A pH 3,0 coagula el mucus que tapiza las agallas. La reproducción de anfibios se ve alterada. En ambientes húmedos corroe la epidermis y el tejido de las hojas de las plantas. Extrae los nutrientes de las plantas terrestres. Un incremento de la acidez de las aguas elimina en primer lugar las especies de microalgas diatomeas y posteriormente otros grupos del fitoplancton. Percola los nutrientes del suelo, cambia la solubilidad de los iones bajo condiciones de bajo pH, incrementando particularmente la concentración de iones metálicos tóxicos. Inhibe a las bacterias simbióticas fijadoras de nitrógeno. Se combina con la humedad atmosférica para producir lluvia ácida, así como otras formas de precipitación ácida. Presenta efectos sinérgicos para plantas y animales con el agua y metales pesados.

- O_3 Sin información disponible sobre su acción sobre la fauna silvestre. Daña las hojas de las plantas, reduce el crecimiento, causa la caída prematura de hojas y frutos, disminuye la resistencia a las enfermedades. En el suelo inhibe las micorrizas* y las bacterias simbióticas fijadoras de nitrógeno. Los líquenes son sensibles. En la atmósfera reduce la visibilidad, oxida a otros componentes atmosféricos, adsorbe la radiación ultravioleta. Sinergismo con el SO_2 sobre las plantas.
- NO_2 Sin información disponible sobre su acción sobre la fauna silvestre. En las plantas reduce el crecimiento, causa la caída prematura de las hojas. En ambientes húmedos forma ácidos fuertes. En suelos húmedos percola los nutrientes, baja el pH del suelo, libera los iones metálicos. Colorea la atmósfera de color café, puede formar ácido nítrico con la humedad atmosférica.
- CO Sin información disponible sobre su acción sobre la fauna silvestre. En las plantas produce fuerte daño sólo a concentraciones relativamente altas (>100 mg/l). En el suelo es adsorbido por los microorganismos, inhibe a los simbioses fijadores de nitrógeno.
- Pb Tóxico para fauna de predadores y otros carnívoros tope en la cadena alimentaria, se puede bioacumular en la cadena trófica. Produce daño a las hojas de las plantas, reduce el crecimiento. Adsorbido en las partículas del suelo, puede reducir las tasas de descomposición por microorganismos, puede inhibir también la nitrificación. Puede ser transportado a grandes distancias en la atmósfera y luego depositado. Efecto sinérgico con las partículas totales suspendidas.

Las entradas de contaminantes aéreos a los ambientes terrestres y acuáticos que causen daños considerables pueden clasificarse en tres categorías (Miller, 1984):

i) Emisiones puntuales: o sea ocasiones en que una cantidad significativa de un contaminante ha entrado a un ecosistema en un punto (en el espacio y en el tiempo) y los efectos de este contaminante se espera que afecte un área local más o menos definida. La suposición es que la sustancia no se difunde

* Micorriza: una asociación, positiva para ambas partes entre un hongo y las raíces de una planta superior.

rapidamente, sino que permanece en la vecindad a una concentración relativamente alta, o si se mueve, lo hace lentamente manteniendo una concentración alta. Este tipo de caso ocurre cuando se producen emisiones de gases almacenados o transportados en grandes concentraciones (cloro, PCB y otros gases).

ii) Emisiones locales crónicas: se refiere a casos en los cuales las emisiones han tenido lugar sobre un período de tiempo y en tales cantidades que una región mayor (una cuenca o el paisaje en el sentido del viento, a partir de una fuente emisora), ha sido contaminada. Este tipo de situación resulta o está asociada con fuentes industriales o municipales grandes. El efluente puede ser un gas tóxico, en tal caso el problema es simplemente que el ecosistema no puede incorporar tales cantidades de tóxico. Dentro de esta categoría están las emisiones de gases acidificantes de azufre y nitrógeno.

iii) Entradas expandidas: Es la más seria de las contaminación y como tal entendemos la entrada de un contaminante en cantidad suficiente y sobre un área suficientemente expandida que puede resultar en una contaminación de un área importante del planeta. Es importante distinguir aquellos casos en los cuales los ecosistemas están siendo afectados, de aquellos de los que sólo es posible decir que el contaminante es detectado. En esta categoría tenemos los casos del CO₂ y los freones, los cuales son una amenaza mayor para el sistema general, ya que cambian los parámetros físicos (nivel de radiación y temperatura), a los cuales todos los organismos deben adaptarse. También en esta categoría están aquellos contaminantes aéreos generadores de ácidos. Es sabido que la lluvia ácida puede ser tóxica para los ecosistemas, especialmente los acuáticos sobre una amplia área geográfica.

Respecto de la distribución, transporte y transformación de los contaminantes aéreos, existe una buena cantidad de información, incluyendo una capacidad predictiva (Natusch et al. 1974, GESAMP, 1989). La predicción cuantitativa del transporte de los contaminantes atmosféricos ha avanzado en gran medida en los últimos años, incluyendo grandes avances en la capacidad de modelaje, la cual ha tenido un desarrollo paralelo al desarrollo computacional (Talbot et al., 1986; Subramanian et al., 1987, Scudlark & Church, 1988; Whelpdale & Moody, 1989). La transformación de contaminantes aéreos, al interior de los ecosistemas, entendida como la transformación a un compuesto químico, el cual es aún peligroso en términos de toxicidad, ha sido ampliamente estudiado (Miller, 1984, Westland, 1985), aunque con un éxito relativo. La problemática de la bioacumulación de contaminantes atmosféricos ha sido también ampliamente estudiada, aunque también con resultados poco claros en varios casos (Miller, 1984).

Resulta importante también conocer el destino final de los contaminantes atmosféricos, entendido como el depósito definitivo del compuesto en el ecosistema; ya sea por transformación biológica o química a una forma nueva "no tóxica" (degradación) o para el caso de una sustancia persistentemente tóxica como el caso de metales pesados, por su secuestro en un sedimento, donde se espera no sea removido. Las emisiones de contaminantes al medio ambiente de compuestos persistentes conducen a un nivel de exposición el cual en último término depende del período de tiempo en que el compuesto permanece en circulación y cuantas veces es recirculado, antes de su remoción final. Esta interrogante sólo puede ser analizada a través de un estudio de dinámica global, especialmente para determinar que fracción de la circulación global general es atribuible a las actividades humanas (GESAMP, 1989).

Los contaminantes aéreos pueden también causar efectos indirectos sobre los componentes del ecosistema por modificaciones al ambiente físico. Por ejemplo, aumento de la temperatura, cambios en el pH y disminución en la capa de ozono, todo lo cual producirá cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas afectados.

IV. LA ESTRUCTURA Y FUNCION DE LAS ASOCIACIONES BIOLOGICAS Y LA APRECIACION DE EFECTOS ECOTOXICOS

La medida del impacto ecológico producido por los contaminantes aéreos puede realizarse a través de dos vías: el análisis de la estructura del ecosistema como la suma de especies interactuantes, muchas de las cuales difieren de un sitio a otro, aun en ecosistemas saludables. Un examen cuidadoso de las especies residentes puede revelar cambios en la dominancia específica de la flora y la fauna, pérdida de especies raras, cambios en la abundancia relativa de las especies y cambios en la diversidad biológica. Una segunda aproximación es analizar la función del ecosistema, siguiendo el flujo de materia y energía a través de los diversos compartimentos procesadores (productores primarios, herbívoros, carnívoros, detritívoros). Por esta aproximación, el sistema es visto como una serie de "cajas negras" y los efectos adversos se infieren de cambios en las tasas, o dinámica, en que están ocurriendo los procesos de varios compartimentos, o el flujo entre ellos, independientemente de las identidades de las especies residentes (Cairns & Pratt, 1986).

Independientemente de si se estudia la estructura, el funcionamiento o ambas cosas de un ecosistema, en relación a la apreciación de efectos ecotóxicos de contaminantes aéreos, existe una dificultad fundamental envuelta en el examen cuantitativo de los ecosistemas y que se refiere a la fluctuación ambiental, o la variabilidad biológica. El concepto en sí es simple, pero de tremenda importancia al considerar los resultados de un estudio de impacto ecológico. Debido a diferencias en las condiciones físicas, disponibilidad de nutrientes y otras razones, los ecosistemas no se comportan de manera constante y repetitiva. El problema entonces reside en decidir cuando un cambio observado en algún parámetro representa una desviación causada por la presencia de un compuesto contaminante o cuando tales cambios son parte de fluctuaciones naturales inherentes al sistema. La cuestión no es trivial y puede ser el punto más importante en el desarrollo de las técnicas para detectar efectos ecotóxicos. De este modo, para que los resultados sean útiles, los parámetros a medir deberán cumplir con ciertos criterios:

- i) Indicador de las condiciones generales del ecosistema
- ii) Comparable para una variedad de ecosistemas
- iii) De medición fácil y confiable
- iv) Relacionado a variables utilizadas en estudios cuantitativos (modelaje).

Para cumplir con estos criterios las mediciones debieran relacionarse a un nivel de organización por sobre el individuo, a lo menos a nivel de comunidad. Tal tipo de medición es claramente necesaria si se requiere una evaluación global del comportamiento del ecosistema.

V. IMPACTO ECOLOGICO DE CONTAMINANTES AEREOS SOBRE INDIVIDUOS Y POBLACIONES

Los efectos adversos de contaminantes tóxicos sobre los organismos han sido más a menudo identificados con su impacto letal sobre los organismos. El valor que tiene reconocer qué concentraciones de una sustancia tóxica pueden causar una respuesta letal en una población es obvia, ya que tal efecto puede tener un gran impacto sobre la comunidad y el ecosistema. Mortandades de organismos asociadas con la introducción de materiales tóxicos son evidencia definitiva de condiciones ambientales no satisfactorias para el soporte de la vida. Recientemente la descripción y cuantificación de respuestas subletales a contaminantes en individuos y poblaciones en ecosistemas contaminados ha constituido una aproximación a la comprensión de la habilidad de los organismos para sobrevivir a estress múltiple tales como: cambios de pH, de concentración de cationes (elementos o iones con carga positiva, tales como sodio, potasio, calcio o magnesio) y otros provocados por los contaminantes aéreos. Los efectos de estos contaminantes sobre plantas y las relaciones planta-suelo ha sido objeto de algunas revisiones (Drablos & Tollan, 1980; Hutchinson & Havas, 1980). El objeto de esta sección más que examinar la respuesta de los organismos a un determinado contaminante es examinar como las respuestas de poblaciones específicas individuales pueden relacionarse con el impacto final sobre la dinámica de los ecosistemas contaminados. En primer lugar resulta necesario acotar el tipo de respuesta a los compuestos contaminantes de acuerdo a la dosis y a la severidad del daño:

- i) Toxicidad aguda, que provoca mortalidad.
- ii) Daño acumulativo crónico con causa final de muerte.
- iii) Interferencia, subletal de varios aspectos de la fisiología y la morfología
- iv) Efectos subletales sobre el comportamiento
- v) Cambios bioquímicos medibles

De interés particular es la progresión a través de la cual el daño producido en los individuos afecta el éxito de la población (Peereboom-Stegeman, 1987), el cual a su vez puede causar impacto sobre los niveles de comunidad y de ecosistema. La cuantificación de efectos agudos de contaminación sobre poblaciones expuestas puede estimarse ya sea con recuento directo de organismos muertos

o de estadísticas de tablas de vida en poblaciones individuales. Un ejemplo importante de la declinación de una población inducida por contaminantes aéreos resulta de la entrada continua y gradual de contaminantes conducente a la acumulación de daño individual y deterioro general del ambiente. La evidencia que relacione la declinación de la población con el contaminante tóxico en estos casos no es siempre obvia, debido a la extensión del marco de tiempo sobre el cual se producen los cambios adversos.

Un caso de deterioro ambiental crónico es la influencia de la precipitación ácida y su drenaje hacia lagos sin capacidad tampón (capacidad que permite adsorber cierta cantidad de lluvia ácida sin un cambio apreciable del pH del agua, capacidad que presentan los cuerpos de agua en general), que se encuentran en Europa oriental, Escandinavia y Norte América con la consecuencia de poblaciones reducidas, particularmente de peces. Dramáticamente se está cambiando la estructura y posiblemente el funcionamiento de estos sistemas acuáticos (NRCC, 1981).

La tasa con la que se acumulan los contaminantes depende de su disponibilidad (GESAMP, 1989), las condiciones ambientales y la habilidad de los organismos para asimilarlo. El nivel final de acumulación depende de los procesos internos de excreción, detoxificación (capacidad interna de algunos organismos para neutralizar los compuestos tóxicos asimilados a través de mecanismos bioquímicos tales como proteínas del tipo metalotioneinas) y almacenaje (Sheehan, 1984). La bioacumulación de sustancias tóxicas puede ocurrir hasta cierto nivel antes de que se alcancen concentraciones de efectos crónicos.

La fijación de metales a metalotioneinas (proteínas fijadoras de metales traza*), es un ejemplo de una "función de almacenaje" protectora, la cual mantiene los niveles de metales en el sitio de acción (sistema enzimático), por debajo de niveles dañinos (Rauser, 1984; Templeton & Gherian, 1985;). Los cambios patológicos se hacen aparentes si las cargas de contaminante exceden la tasa de producción de metalotioneina (Brown et al. 1977).

La observación directa del impacto ecológico sobre individuos particulares y poblaciones ha provisto información sobre los efectos de los contaminantes aéreos en el crecimiento, éxito reproductivo, probabilidad de supervivencia y muchas otras características. Tales observaciones pueden confirmar que una simple especie, bajo condiciones ambientales específicas, será adversamente afectada por un contaminante aéreo y tomar en cuenta interacciones ecológicas naturales, las cuales generalmente no pueden ser discernidas en pruebas de toxicidad monoespecíficas en

* Metales traza, también conocidos como metales pesados. Por ejemplo, cadmio, cobre, plomo, zinc, molibdeno, etc.

el laboratorio. Los estudios de individuos y poblaciones han provisto también de explicaciones mecanicistas sobre las posibles consecuencias al nivel de comunidad; por ejemplo la sensibilidad relativa de especies clave al estress tóxico debería proveer alguna visión sobre cambios en los patrones de dominancia específica y patrones tróficos (alimenticios) al interior de la comunidad (Westman, 1985). Consequentemente es apropiado y deseable, que tales estudios permanezcan como una parte integral de los estudios de impacto ecológico por contaminantes aéreos. Los estudios poblacionales son particularmente relevantes para aquellas especies tales como polinizadores o predadores tope; sin olvidarnos de aquellas poblaciones con interés estético o económico para el hombre.

Una aproximación para predecir la sensibilidad de los organismos a los contaminantes aéreos es examinar características particulares de su comportamiento, ciclo de vida, tipo de crecimiento, fisiología o bioquímica, que los hace susceptibles al daño del contaminante. Por ejemplo, un número de características morfológicas de las plantas les ayuda a excluir la incorporación de contaminantes aéreos. Las hojas con un área superficial grande y suave, con bordes no disectados va a provocar que una capa gruesa de aire estático ("boundary layer"), permanezca entre la superficie foliar y la capa de aire en movimiento. Estas capas mientras más gruesas pueden actuar reduciendo la tasa a la cual los contaminantes aéreos alcanzan los poros o estomas de la hoja, por los cuales se adsorben gases y por lo tanto se reduce el posible daño. Las superficies de hojas que son resinosas, así como las glándulas y pelos de las hojas, incrementarán el grado en que los contaminantes del aire se fijarán a las hojas y actuando como un filtro, pueden disminuir la cantidad de contaminante que se adsorba internamente.

Elkiey & Ormrod, (1980), encontraron que variedades de petunias con tricomas (pelos) foliares más numerosos y más grandes eran más resistentes al SO_2 . Sin embargo tales pelos pueden también ayudar a atrapar niebla y partículas, de tal manera que el azufre (SO_2 y SO_4), disueltos en la niebla, o presentes como partículas de sulfato, pueden ser colectadas diferencialmente por hojas peludas. La cera cuticular de muchas hojas de plantas puede actuar también como un mecanismo de defensa para excluir contaminantes. La mayor susceptibilidad de los líquenes a la contaminación atmosférica, en comparación a plantas superiores, podría deberse a la falta de una cutícula cerosa en los primeros (Hawksworth & Ferry, 1973). Se ha observado también que a medida que las hojas avanzan desde la madurez a la senescencia (vejez), se producen resquebrajaduras en la cutícula, las cuales incrementan su susceptibilidad a la incorporación de contaminantes.

Por otra parte, la noción de que la forma de crecer de las plantas imparte resistencia al estress, es antigua. Una de las generalizaciones más probadas al respecto, tiene que ver con

líquenes fruticulosos (con estructuras ramificadas bien por sobre la superficie donde se asientan), estos son mucho más susceptibles a la acción del SO_2 que los líquenes foliosos (cuyo tallo en forma de hoja permanece aplastado sobre la superficie de asentamiento), y que ambos tipos son más susceptibles que los líquenes crustosos (que embeben su tejido en las resquebrajaduras de cortezas de árboles, el suelo o las rocas).

La utilización de la morfología de líquenes como indicadores de concentración de contaminantes aéreos está actualmente bien desarrollada (Hawksworth, 1976; Westland, 1985). Las Briófitas (especialmente los musgos), también han sido utilizados como indicadores de contaminación (Taoda, 1972). Si acaso las plantas leñosas pueden considerarse más, o menos resistentes que las plantas herbáceas, es algo que aun no está resuelto. En el estudio de los efectos del SO_2 sobre bosques boreales en Canada, las plantas leñosas fueron más sensibles al daño de contaminantes aéreos que las herbáceas (Winner & Bewley, 1978). En el caso de oxidantes, Harkov & Brennan (1982), tienen la hipótesis de que las plantas herbáceas son más sensibles al daño por ozono que las leñosas, sin embargo Westman (1985) sugiere que matorrales dañados por oxidantes son de hecho reemplazados por hierbas resistentes en comunidades de matorral costero de California, la cual presenta características ambientales semejantes a las de Chile central. Esto es consistente con los tiempos generacionales más cortos de las hierbas que se ha mencionado en la sección 3 de este documento.

Por otra parte, un rango amplio de atributos fisiológicos y bioquímicos puede impartir resistencia al stress a algunos organismos. Uno de tales ejemplos fisiológicos es la tasa a la cual escapa el vapor de agua a través de los estomas de las hojas (conductancia de la hoja). Esta característica de las plantas varía con las condiciones ambientales y con la situación estructural y fisiológica del organismo; es rápidamente medida en el terreno con un medidor de resistencia difusivo, que se adapta sobre la superficie de la hoja y mide cambios en la humedad que se produce en la cámara sobre la hoja. Winner *et al.* (1982) encontraron que cuando la humedad y otras condiciones ambientales eran controladas cuidadosamente y no eran limitantes para el crecimiento; arboles y matorrales de hoja ancha en California, exhibían diferencias características en la conductancia* de hoja, que correlacionaban bien con sus sensibilidades a las exposiciones de tiempo corto al SO_2 (medido como cambios en la tasa fotosintética). Los matorrales de hoja decidua (pierden sus hojas en invierno) tienen mayores tasas de conductancia en aire libre de SO_2 y una mayor supresión de la fotosíntesis cuando son

* Se refiere a la capacidad de mover iones a través de las membranas de la célula vegetal.

expuestos al SO_2 , que las especies de plantas siempre-verdes, esclerófilas (de clima seco y hojas duras, correosas).

Al nivel bioquímico Winner & Mooney (1980) constataron los efectos de la exposición por períodos cortos de tiempo al SO_2 de dos especies anuales de plantas Atriplex (un género de matorral de zona árida), las cuales diferían en las vías bioquímicas de la fotosíntesis. A. triangularis tiene una vía C_3 , llamada así porque el primer carbohidrato formado en la fotosíntesis es un compuesto de 3 átomos de carbono. A. sabulosa, tiene una vía C_4 , muy diferente en los pasos bioquímicos. Ambas vías están típicamente asociadas con diferencias en la anatomía de la hoja; en las plantas C_4 , los cloroplastos están concentrados alrededor de atados vasculares (venas), mientras en las plantas C_3 , los cloroplastos están más uniformemente distribuidos a través de todas las células internas de la hoja. Ambos autores encontraron que la planta C_3 era más sensible al SO_2 (medido por la reducción de la tasa fotosintética), que las plantas C_4 .

Por otra parte, se sabe que existe un tercer tipo de vía fotosintética; la de las plantas de la familia Crasulaceas, las cuales abren sus estomas sólo de noche para adsorber CO_2 y de día los mantienen cerrados. Estas plantas debieran ser mucho más resistentes a contaminantes del tipo de oxidantes fotoquímicos, especialmente en áreas donde existan industrias que emiten estos compuestos y tengan un funcionamiento eminentemente diurno.

Finalmente se puede indicar que los organismos como tales pueden ser usados como indicadores de las condiciones ambientales ante los contaminantes atmosféricos. De hecho un rango de atributos fisiognómicos y fisiológicos de las especies han sido utilizados como indicadores de stress. Los síntomas de daños foliares en las plantas han sido utilizados desde hace tiempo como indicadores de la acción de contaminantes aéreos. La utilización de sensores infrarojos que entregan una decoloración en la vegetación enferma ha sido utilizado ultimamente en estudios de sensores remotos. Tingey *et al.* (1976) han usado la evolución del etileno en plantas como indicador de stress debido al ozono.

También la presencia o ausencia, o cambios marcados en la abundancia relativa de ciertas especies de conocidas tolerancias y preferencias ambientales han sido usadas como indicadores de condiciones de hábitat. Las especies pueden ser de valor indicativo ya sea porque son muy intolerantes a condiciones degradadas y por lo tanto las primeras en desaparecer a continuación de una perturbación, o porque son inusualmente tolerantes a condiciones degradadas y sobreviven donde otras no lo hacen.

VI. EFECTOS DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFERICOS SOBRE LA ESTRUCTURA Y LA DINAMICA DE LAS COMUNIDADES Y LOS ECOSISTEMAS

Las comunidades son asociaciones de poblaciones estructuradas por interacciones bióticas y por las limitaciones que les imponen sus ambientes físicos y químicos. La estructura de un ecosistema es definida por la abundancia y biomasa (peso seco) de todas sus poblaciones y su organización espacial, trófica y taxonómica. (Sheehan, 1984). La respuesta integral de las poblaciones componentes a la presencia de contaminantes tóxicos aéreos estará reflejada en alteraciones de las características de la estructura y dinámica de la comunidad estresada. Sin embargo parece ser que los cambios inducidos en las características estructurales por contaminantes tóxicos pueden ser similares a los causados por formas naturales de stress (Gamble *et al.* 1977). Idealmente, las predicciones de cambios estructurales debieran estar basados en una comprensión de las importantes interacciones biológicas las cuales causan la reestructuración; sin embargo la teoría ecológica no se ha desarrollado hasta este punto.

Los ecólogos acuáticos han argumentado que los índices estructurales son los que mejor sirven a los criterios estadísticos para el seguimiento de las respuestas de una comunidad a las sustancias tóxicas (Gray *et al.* 1980). La estructura de la comunidad sin embargo está laxamente relacionada con la función del ecosistema, aunque los aspectos de la estructura (por ejemplo, diversidad y patrones de dominancia), pueden cambiar significativamente bajo stress sin que hayan interrupciones de las funciones (por ejemplo, productividad), o a la inversa, las funciones pueden ser alteradas sin cambios significativos en la diversidad o en la composición (Matthews *et al.* 1982). La falta de una relación predecible entre respuestas estructurales y respuestas funcionales al stress sugiere la necesidad de una aproximación balanceada en la evaluación del impacto ecológico de los contaminantes atmosféricos al nivel de ecosistema (Sheehan, 1984; Cairns & Pratt, 1986; Prospero *et al.* 1989).

En el Cuadro 3, a continuación, se entrega un modelo cronológico de efectos inducidos luego de la exposición a contaminantes tóxicos, modificado de Sheehan, (1984). Se enfatizan los cambios en la estructura y dinámica de la comunidad y el ecosistema.

Cuadro 3

Cronología conceptual de los efectos inducidos en la comunidad y el ecosistema a continuación de la exposición a contaminantes tóxicos atmosféricos. (Modificado de Sheehan, 1984).

Escala temporal	Efectos después de la exposición al compuesto tóxico
Inmediata a días	Bioacumulación hasta niveles dañinos
	respuesta de comportamiento; respuesta bioquímica
Minutos a días	respuesta fisiológica respuesta morfológica
Días a meses	Performance alterada
Meses a años	Impacto sobre la Población
	Interacciones Ecológicas
	Estructura y Dinámica de la Comunidad y el Ecosistema
	----- Extinción de poblaciones, cambios en la composición dominancia, cambios en los patrones de la diversidad y similaridad, reducción en la abundancia y biomasa alteraciones de la estructura espacial, fluctuaciones de la estabilidad, influencias sucesionales
Meses a décadas	Función del Ecosistema

En la evaluación del impacto más que la estructura específica de la comunidad misma, son los cambios en las propiedades estructurales los de interés primario. La línea base de datos sobre la comunidad antes de la exposición a la contaminación puede proveer un control ideal para realizar comparaciones. Sin embargo esta situación se concreta muy esporádicamente. Una serie de tiempo en cambios de los índices estructurales luego de la introducción del contaminante reflejaría las tendencias en la reorganización de la comunidad. Si falta la línea base (como frecuentemente es el caso), los cambios aún pueden ser seguidos en el tiempo, pero obviamente no se podrá definir la estructura de la comunidad no perturbada. Esta aproximación es utilizada frecuentemente para el seguimiento de los cambios que ocurran en conjunto con procedimientos de abatimiento de la contaminación.

Las características estructurales y los índices numéricos que dependen de ellos proveen de varios tipos de información, los cuales difieren en los valores ecológicos. Por ejemplo, resulta más informativo conocer la composición taxonómica (clasificación) o la composición trófica (cadena alimentaria), que solamente la biomasa o la abundancia de los organismos.

Cook (1976) y Sheehan (1984) sugirieron que el índice ideal de la comunidad debería tener las siguientes propiedades:

- i) Sensibilidad a los efectos estresantes de la contaminación en el ecosistema;
- ii) Aplicabilidad general a varios tipos de ecosistemas;
- iii) Capacidad de proveer una evaluación continua desde condiciones de no contaminación a situaciones de contaminación;
- iv) Independencia del tamaño de muestra y facilidad de medición y cálculo;
- v) Habilidad de distinguir la variabilidad cíclica y natural del sistema; y
- vi) El índice debe ser ecológicamente significativo.

La abundancia y la biomasa son los índices más simples de la estructura de la comunidad y debido a la poca información que proveen, se les usa en conjunto con otros índices más informativos. Aunque la abundancia y biomasa de comunidades específicas responde a stress provocado por contaminantes atmosféricos, estos índices carecen de sensibilidad e información ecológica, siendo altamente variables en el tiempo y el espacio. Por ejemplo, Crisman *et al.* (1980), encontraron que la abundancia del zooplankton en un lago está claramente relacionada con el pH del lago, pero se encontró que el número de invertebrados bénticos

(del fondo), no estaba relacionada con la acidificación del lago. Por otra parte Leivestad et al. (1976), encontró que tanto la biomasa como la densidad de invertebrados bénticos estaba reducida en lagos acidificados noruegos. La biomasa mostró una mayor declinación con la disminución de pH que la abundancia, debido a la pérdida de grandes depredadores. Dawson & Nash (1980), encontraron que en un ecosistema terrestre la biomasa media de plantas y el número total de especies presentes se incrementaban con la distancia a una fundición de cobre, pero el porcentaje de cobertura no estaba correlacionada con stress provocado por los gases de la fundición. Esta situación parece estar explicada por el hecho de que la vegetación en las áreas cercana a la fundición estaba dominada por matorrales.

Las reducciones en densidad y la completa extinción de poblaciones sensibles que resultan del stress provocado por la contaminación por agentes aéreos son los factores primarios que alteran la estructura de la comunidad. Aunque es muy difícil evaluar la pérdida de cualquier especie en particular, es más fácil apreciar la desaparición de aquellos que cumplen roles únicos en la comunidad. Estas especies pueden ser aquellas que cumplen acciones individuales únicas (polinizadores por ejemplo), o especies clave que tienen un rol importante en el control del funcionamiento del ecosistema (Sheehan, 1984).

La disminución en el número de especies (riqueza en especies) en un ecosistema es una medida útil de la severidad del stress provocado por un contaminante. La riqueza en especies es cuantificable para todos los organismos identificables, aunque los valores observados son dependientes del número y tamaño de las muestras que se toman y de varios factores relacionados con la historia de vida de las especies. Esta medida es sensible a la concentración del contaminante y tiene un significado obvio en relación a la integridad de la estructura del ecosistema. En sistemas terrestres, donde los contaminantes aéreos son a menudo mezclas complejas de concentración variable, el número de especies de plantas existentes se ha encontrado que están correlacionadas con la distancia a la fuente emisora, más que con los niveles de cualquier compuesto en particular. Freedman y Hutchinson (1980) reportaron que la riqueza de especies, tanto de vegetación arbórea como de herbáceas correlacionaba con la distancia a una fundición de metales. La variabilidad en el número de especies de plantas por cuadrante fue más acentuada cerca de la fundición y a distancias mayores que 30 km. Las mediciones en la vegetación herbácea parecía ser más conservadora que la arbórea en cuanto a la distinción entre sitios perturbados y aquellos de referencia. Esto podría deberse al mayor número de especies sensitivas en la vegetación arbórea y a su mayor grado de exposición al SO_2 , o al mayor tiempo requerido para la recuperación de las grandes plantas arbóreas en comparación a la comunidad de flora herbácea.

Los índices de diversidad y similaridad son ampliamente utilizados por los ecólogos en estudios de impacto por contaminantes tóxicos. El uso extensivo de los índices de diversidad en la evaluación de los efectos de contaminantes sobre la estructura de la comunidad está basado primariamente en su naturaleza cuantitativa, valor comparativo y el hecho de que no hay que hacer ninguna suposición respecto de la naturaleza del estress.

Básicamente el concepto de diversidad tiene dos componentes: El número de especies presente (riqueza o variedad de especies) y la equitabilidad (la distribución de todos los individuos entre dichas especies). Se han calculado varios índices de diversidad, cada uno de los cuales pone diversos grados de énfasis en cada uno de los respectivos componentes. En estudios de contaminantes aéreos la diversidad y la equitabilidad han estado inversamente relacionadas a la concentración de los contaminantes (Freedman & Hutchinson, 1980; Scale, 1982; Westman, 1985). Sin embargo los índices de diversidad no constituyen una panacea y tienen también algunos problemas ya que no existe una base ecológica teórica suficientemente fuerte que los sustente. Las críticas a los índices de diversidad van desde que son relativamente insensibles a los cambios en la estructura de la comunidad a, darle demasiada importancia a alguno de los dos componentes (riqueza en especies, equitabilidad), de tal modo que su valor en definir la severidad del estress provocado por un contaminante es limitada.

Los índices de similaridad, por otra parte, han sido desarrollados primariamente por ecólogos de plantas en orden a distinguir la organización de dos comunidades en el espacio o en el tiempo sucesional. También existen varios índices de similaridad. Estas medidas pueden ser particularmente aplicables en identificar discontinuidades inducidas por contaminantes entre comunidades que están localizadas a variadas distancias de una fuente de emisión, o en detectar cambios en una comunidad a través del tiempo. Utilizando estas técnicas, Hummon et al. (1978), identificaron diferencias entre comunidades de microfauna asociada a las barras de arena en ríos contaminados por lluvia ácida. De acuerdo a Sheehan (1984), existe evidencia de que los índices de similaridad son más sensibles y por lo tanto más indicativos de diferencias estructurales, a bajos niveles de estress, de lo que son los índices de diversidad. McClenahen (1978), reporta una relación significativa entre el coeficiente de la comunidad y el índice combinado de contaminantes aéreos (exposición relativa a dosis de: cloro, flúor y SO_2). La similaridad decreció a lo largo del gradiente de incremento en la exposición a los contaminantes, mientras la diversidad sólo decreció cerca de la fuente.

Considerando los numerosos problemas de los índices de diversidad, su utilización en la evaluación de contaminación está probablemente más limitada a la demostración de cambios gruesos, y su interpretación debe estudiarse con cuidado y a través de una comprensión de la ecología del sistema. Por el contrario las medidas de similaridad parecerían tener una mejor utilidad comprobada y se piensa que las técnicas multivariadas como análisis de componentes principales, promedios recíprocos y análisis discriminante, deberían ser mucho más efectivas en estudios cuantitativos relacionados a los efectos de niveles de contaminantes aéreos, específicos, sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres.

VII. EFECTOS DE LOS CONTAMINANTES ATMOSFERICOS SOBRE EL FUNCIONAMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS

A pesar de que el ecosistema se considera la unidad fundamental de la Ecología, la identificación y uso de índices apropiados para evaluar los efectos de las perturbaciones sobre el sistema "completo" han tenido un desarrollo lento. Este hecho es particularmente evidente en la evaluación de contaminantes tóxicos, incluidos los atmosféricos, donde el esfuerzo se ha dirigido preponderantemente hacia el estudio a nivel de individuos y poblaciones, cuyos resultados raras veces son extrapolables al nivel de ecosistema. Por otra parte debe entenderse que el ecosistema es un sistema integrado con características fundamentales, las cuales trascienden la simple sumatoria de los procesos y componentes.

El ecosistema es una unidad viable y tiende a persistir a través de las fluctuaciones adversas del medio ambiente, a menudo reflejando cambios en la estructura y eficiencia de la función, mientras ciertas poblaciones dentro de la comunidad perturbada no sobreviven. En otras palabras el impacto sobre una especie puede tener efectos menores en la función del ecosistema, ya que existen controles y complejos mecanismos de retroalimentación, al interior del ecosistema, los cuales pueden minimizar el impacto global, ya sea porque existe un reemplazo para la especie afectada o la regulación de una función trófica afectada puede ser mantenida por una flexibilidad del predador en la presa que escoge (si no hay ejemplares de una especie, capturará de otra). Sin embargo a nivel de ecosistema los contaminantes atmosféricos pueden afectar negativamente otros aspectos del ecosistema, principalmente aquellos que están relacionados con el transporte de materiales y energía, los procesos de descomposición y los ciclos de los elementos.

Uno de los aspectos atmosférico-climático estrechamente relacionado con efectos negativos en la escala sistémica es la precipitación ácida. Existe considerable evidencia de que a través de efectos tóxicos, e indirectamente a través de la disminución del pH ambiental; los ácidos nítrico y sulfúrico, transportados a través de la atmósfera (GESAMP, 1989), han causado una extensa destrucción material y de los ciclos biogeoquímicos tanto en los ecosistemas terrestres como en los acuáticos. Los estudios han indicado un incremento de la exudación foliar, con un aumento de la incidencia de la lluvia ácida (Cronan, 1980). También se ha

demostrado desde hace ya tiempo que con el aumento de la lluvia ácida, aumenta la concentración de cationes y que el intercambio de iones de Hidrógeno por cationes en el dosel (copa), arbóreo explicaría el exudado foliar. La pérdida de potasio por los líquenes ha sido relacionada con los niveles de SO_2 y la acidez de la precipitación. Experimentos de acidificación realizados en Noruega demostraron que el pH de la lluvia influencia significativamente la cantidad de calcio, magnesio y potasio en el agua percolada (permeada) a través de las copas de los árboles del bosque. Existe también la evidencia de que existe una pérdida acelerada de nutrientes debido a daño estructural, así como a exudación a través de las raíces, lo cual provoca una disminución en la resistencia de las plantas a la infestación por plagas. Suelos de bosques en Polonia que han sido expuestos a un promedio anual de concentraciones mayores que $0,8 \text{ mg m}^{-3}$ de SO_2 , se han hecho ácidos, favoreciendo de esta manera el establecimiento de hongos destructores de las raíces, lo cual conduce a un incremento en la exudación y a la pérdida de la capacidad de las plantas para incorporar nutrientes.

Tal vez más perjudicial para la productividad de las plantas sea el incremento de la descomposición ácida de elementos minerales y del detritus del suelo (Rorison, 1980), lo cual trae como consecuencia la liberación hacia el suelo y las aguas de metales traza potencialmente tóxicos. Esta pérdida es particularmente dañina para los suelos más bien pobres en nutrientes de la mayoría de los bosques. La lluvia ácida parece afectar mayormente la percolación del calcio y el magnesio desde el suelo, especialmente de los horizontes superficiales. Las percolaciones de nitrógeno en cambio son menores, siendo de mayor preocupación las pérdidas de calcio, magnesio y manganeso desde el pool de nutrientes del suelo.

La pregunta crucial es si los incrementos en la meteorización de estos minerales, compensará por el incremento en su percolación en el suelo y su drenaje a través del agua superficial y subterránea. Por otra parte el aluminio, el cual se encuentra en grandes cantidades en muchos suelos, puede actuar como un tampón para el pH del suelo, regulando, en ciertos rangos, los cambios de pH. La sensibilidad de ciertos organismos descomponedores a un ambiente ácido ha sido establecida, aunque el efecto de la acidificación sobre la capacidad descomponedora de la comunidad está menos definida. Los grupos de los protozoos y las lombrices, están mucho menos representados en suelos con pH menores que 4.0. Otros grupos de invertebrados importantes en el suelo, como los ácaros y colémbolos, son afectados diferencialmente por la lluvia ácida. En experimentos de acidificación de suelos, la abundancia total de los colémbolos no fue afectada por lluvias ácidas de pH 2,5 a 4,5 (Abrahamsen *et al.* (1980). Los ácaros en cambio fueron afectados en su número total por este mismo rango de pH (Hagvar & Amundsen, 1981).

En ambientes acuáticos, se ha encontrado que en lagos noruegos con pH menor que 6,0; crustáceos como el anfípodo detritófago *Gammarus* sp no se encuentra y que los gusanos oligoquetos no son abundantes en los sedimentos profundos de estos lagos. En general el número de especies tiende a disminuir en lagos acidificados, aunque se ha observado y se infiere que contaminantes asociados con la acidificación (metales, especialmente aluminio), pueden restringir también la abundancia de la fauna. Friberg *et al.* (1980), encontraron que no había diferencia de materia orgánica particulada y de materia orgánica disuelta entre un río ácido y un río no ácido, sin embargo, la descomposición de hojarasca era mucho más lenta en el primero.

Por otra parte estudios de corto y largo plazo han demostrado que como efecto de la acidificación del suelo, se produce una severa disminución del número total de bacterias heterótrofas, resultando en una disminución de la respiración bacteriana. Se encontró una correlación entre la cantidad relativa de CO₂ producido y el contenido de ion hidrógeno intercambiable presente en el suelo. La acidificación del ambiente también afecta directa o indirectamente el ciclo del nitrógeno. Incrementos en la acidez del suelo afectan negativamente las micorrizas de bacterias fijadoras de nitrógeno, de tal modo que esta función no tiene lugar a pH bajo 4,7. También se ha reportado reducciones en la capacidad de nitrificación y denitrificación en suelos acidificados.

Respecto de los efectos de la acidificación sobre las bacterias del ciclo del azufre; se sabe que las bacterias sulfato-reductoras neutralizan una considerable cantidad del aporte de ácido a los lagos, sin embargo la reducción de sulfato a sulfuro es marcadamente inhibida en suelos con pH bajo 6,0. La química y la adsorción de fósforo por las microalgas del fitoplancton son sensibles a la acidificación del medio. la solubilidad de metales traza aumenta a pH bajo, de tal modo que podrían producirse mecanismos de efectos sinérgicos adversos que acompañan la acidificación del ecosistema.

La inhibición de la fotosíntesis debido a la contaminación detiene el movimiento de la energía en el ecosistema en el momento más crítico de su conversión inicial. El resultado primario de la inhibición del proceso fotosintético es una progresiva reducción del tamaño del pool de energía disponible y un incremento en el tiempo de recirculación en que el pool pueda ser restablecido. Esto significa que menos energía quedará disponible para los heterótrofos (organismos no fotosintetizadores).

Otro aspecto asociado con la productividad primaria es la relación de la perturbación generada por el contaminante aéreo a la estacionalidad del crecimiento del ecosistema. Las comunidades de plantas terrestres son más sensibles al stress durante ciertos estados vegetativos (germinación y producción de brotes). La

exposición a contaminantes durante esta época crítica aumenta el daño potencial para la planta. Otros aspectos estacionales están relacionados con la disponibilidad de nutrientes y la presión de pastoreo. Hay una variedad de estudios experimentales que demuestran que los contaminantes del aire tales como la precipitación ácida reducen la tasa fotosintética, el crecimiento de las plantas y el éxito reproductivo, consecuentemente reducen la productividad de las plantas. Bennett & Hill, (1974) demostraron que la exposición crónica a un número de contaminantes aéreos fitotóxicos (HF , Cl_2 , O_3 , SO_2 , NO_2 , NO), pueden causar una supresión reversible de la fotosíntesis. Pero la exposición prolongada a estos contaminantes puede provocar una disminución crónica de la fotosíntesis, conduciendo a síntomas visibles de daño y disminución del crecimiento.

Resumiendo, los estudios de campo y de laboratorio han indicado que la precipitación ácida interfiere con la conservación de los nutrientes en el ecosistema y los procesos de reciclamiento a través de varios mecanismos:

- i) Incremento de la exportación por percolación de cationes esenciales;
- ii) Aumenta la solubilidad de iones de metales traza;
- iii) Inhibe la descomposición orgánica y constriñe el pool disponible de nutrientes; y
- iv) Inhibe la fijación de nitrógeno y bajo condiciones de pH severamente reducido, reduce los procesos de nitrificación y amonificación.

Los efectos reportados para la acción de metales traza transportados por el aire sobre la descomposición y los ciclos biogeoquímicos son muy similares a los que se han descrito para la lluvia ácida. Pero cabe hacer notar que muchas veces los metales y el SO_2 pueden tener un mismo origen industrial y la acidez puede aumentar la toxicidad de los metales e incrementar su solubilidad, produciendo concentraciones tóxicas de ciertos metales (aluminio), en solución, aun a pH que no se consideran dañinos (Cronan & Shofield, 1979). Por otra parte, de estudios realizados se puede concluir que bajo condiciones severas de contaminación por metales (por ejemplo, fundiciones) el número de detritófagos tanto acuáticos como terrestres será severamente reducido, restringiendo su importante contribución a la degradación de la materia orgánica muerta. Al igual como ha sido demostrado para la lluvia ácida, la concentración excesiva de metales interrumpe el delicado ciclo del nitrógeno y también la fotosíntesis.

En el Cuadro 4, se muestra un resumen de los efectos de los contaminantes aéreos sobre los procesos de descomposición y la conservación de los elementos en los ecosistemas.

Cuadro 4

Efectos de contaminantes aéreos sobre los procesos de descomposición y la conservación de los elementos en los ecosistemas.

Contaminante	Efectos observados
--------------	--------------------

Precipitación ácida:

Disminuyen los organismos descomponedores (invertebrado y microorganismos), los hongos se ven favorecidos. Aumenta la acumulación de hojarasca y disminuye la tasa de su descomposición. Se incrementa la percolación de macronutrientes en el suelo y las hojas. Pérdida neta acelerada de nutrientes. Fijación de nitrógeno disminuida. Nitrito y nitrato disminuidos.

Metales pesados:

Organismos descomponedores (invertebrados y microorganismos) disminuidos. Los hongos pueden ser favorecidos. Aumenta la acumulación de hojarasca, disminuye su tasa de descomposición. Aumenta la percolación de macronutrientes en el suelo. Aumento de la pérdida neta de nutrientes. Disminución del reciclamiento del nitrógeno. Disminución del nitrito y el nitrato.

VIII. CONSIDERACIONES FINALES

Cualquier consideración sobre estudios de abatimiento del impacto ecológico provocado por contaminantes atmosféricos debiera hacerse a partir del hecho de que los ecosistemas no son naturalmente constantes. Aparentemente, no tienen una estructura de equilibrio estable, única. Sin embargo, las características del ecosistema persisten, dentro de ciertos límites, a pesar de perturbaciones pequeñas. Esta situación produce ciertas interrogantes complejas en relación a la evaluación de "estabilidad" de un ecosistema afectado por el stress de una contaminación atmosférica. La desintegración gradual de la integridad del ecosistema bajo la influencia del stress crónico corresponde a un proceso de retrogresión. Pero los ecosistemas presentan cierta resistencia al stress; esta reacción se conoce como la inercia del ecosistema.

Las propiedades del ecosistema que gobiernan el ritmo, manera y extensión de la recuperación del ecosistema a continuación de una perturbación (aguda o crónica) son componentes de la resiliencia del ecosistema. También se ha definido a la resiliencia como la cantidad de perturbación que un sistema es capaz de adsorber y eventualmente volver a una existencia estable. Recientemente se han introducido otros dos conceptos relacionados con la respuesta del ecosistema al stress provocado por contaminantes. Una medida cuantitativa del grado en que la recuperación del sistema es exactamente inversa al paso de la degradación se denomina histéresis. El grado en que el ecosistema ha sido permanentemente alterado se denomina maleabilidad.

Debido a los esfuerzos realizados en el último tiempo en el campo de la investigación científica, se ha avanzado notablemente en las técnicas de abatimiento de contaminantes atmosféricos. Especial mención requieren aquí aquellas metodologías que por ejemplo utilizando la acción de los propios organismos han logrado disminuir la cantidad de azufre del carbón antes de su utilización como combustible (Kilbane, 1990; Scott, 1990); así como las técnicas de sensores remotos y manejo de la información espacial a nivel del paisaje y los ecosistemas (Pickup, 1990; Hobbs & Mooney, 1990).

IX. RESUMEN

El presente documento se relaciona principalmente con el impacto ecológico producido por los principales contaminantes aéreos sobre organismos diferentes que el ser humano. Se analizan los distintos cambios que se han observado y descrito en la literatura internacional sobre los niveles ecológicos de organización (individuo, población, comunidad y ecosistema), tanto del punto de vista estructural como funcional. Se comentan los criterios actuales que se utilizan para la toma de decisiones en los estudios del impacto ecológico; así como las nuevas investigaciones relacionadas con la disminución del volumen global de emisiones. Se definen algunos criterios sobre atributos específicos de los diversos contaminantes para predecir su potencial peligro sobre los diferentes niveles ecológicos de organización. Conjuntamente se definen los principios para examinar los efectos de los contaminantes aéreos en cuanto a su distribución, transporte, distribución, e incorporación por parte del conjunto de organismos vegetales y animales (biota), así como su destino final en el ambiente.

En este documento no se analizan los aspectos relacionados con efectos de los contaminantes aéreos sobre el ser humano ni tampoco los aspectos de tecnología ambiental. En este documento tampoco se incluye información sobre aquellos efectos de contaminantes, hasta ahora poco estudiados, tales como aerosoles y pesticidas.

Bibliografía

- Abrahamsen, G., Hovland, J. & Hagvar, S. 1980. Effects of artificial acid rain and liming on soil organisms and the decomposition of organic matter. En: Hutchinson, T.C. and Havas, M. (Eds) Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems, Plenum Press, New York. pp 341-362
- Bennett, J. H. & Hill, A. C. 1974. Acute inhibition of apparent photosynthesis by phytotoxic air pollutants. In Dugger, M. (Ed). Air Pollutant Effects on Plant Growth. ACS Symposium Series 3, American Chemical Society Washington C. pp 115 - 127.
- Brown, D. A., Bowden, C. A., Chatel, K. W. & Parsons T. R. 1977. The wildlife community of Iona Island Jetty, Vancouver, B. C., and heavy metal pollution effects. Environ. Conserv., 4: 213-216.
- Cairns, J., & Pratt, J. R. 1986.
- Cook, S. E. K. 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. Environ. Pollut., 11, 269-288.
- Crisman, T. L., Schulze, R. L., Brezonik, P.L. and Bloom, S. A. 1980. Acid precipitation: the biotic response in Florida lakes. En: Drablos, D. & Tollan, A. Eds. Ecological Impact of Acid Precipitation. Proceedings of an international conference. Sandefjord, Norway. The SNSF project, pp 296-297.
- Cronan, C. S. 1980. Solution chemistry of a New Hampshire subalpine ecosystem: a biogeochemical analysis. Oikos, 34, 272-281.
- Cronan, C. S. & Schofield, C. L. 1979. Aluminum leaching response to acid precipitation: effects on high elevation watersheds in the northeast. Science, 204, 304-306.
- Dawson, J. L. & Nash, T. H. 1980. Effects of air pollution from copper smelters on a desert grassland community. Environ. Exp. Bot. 20, 61-72.
- Drablos, D. & Tollan, A. Eds. 1980. Ecological Impact of Acid Precipitation. Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, the SNSF project, 383 p.

- Elkiey, T. & Ormrod, D. P. 1980. Sorption of ozone and sulfur dioxide by petunia leaves. *J. Environ. qual.*, 9, 93-95.
- Freedman, B. & Hutchinson, T. C. 1980. Long-term effects of smelter pollution at Sudbury, Ontario, on forest community composition. *Can. J. Bot.* 58, 2123-2140.
- Friberg, F., Otto, C. & Svensson, B. S. 1980. Effects of acidification on the dynamics of allochthonous leaf material and benthic invertebrate communities in running waters. En Drablos, D. & Tollan, A. Eds. (op. cit.).
- Gamble, J. C., Davies, J. M. & Steele, J. H. 1977. Loch Ewe bag experiment, 1974. *Bull. Mar. Sci.* 27, 146-175.
- GESAMP, 1989. The atmospheric input of trace species to the world ocean. Reports & Studies # 38. WMO. Unesco. p. 111.
- Gray, J. S., Boesch, D., Heip, C., Jones, A. M., Lassig, J. Vanderhorst, R. & Wolfe, D. 1980. The role of ecology in marine pollution monitoring. En McIntyre, A. D. & Peatce, J. B. Eds. Biological effects of Marine Pollution and the Problems of Monitoring. *Rapp. P. v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 179, 237-252.
- Hagvar, S. & Amundsen, T. 1981. Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. *Oikos* 37, 7-20.
- Harkov, R. S. & Brennan, E. 1982. An Ecophysiological Analysis of the response of woody and herbaceous plants to oxidant injury. *J. Environ. Manage.* 15, 251-261.
- Hawksworth, D. L. & Ferry, B. W. Eds. 1973. Air Pollution & Lichens. Univ. Toronto. Toronto.
- Hawksworth, D. L. 1976. Lichens as Pollution Monitors. Arnold. London.
- Hobbs, R.J. & Mooney, H. A. 1990. Remote sensing of biosphere functioning. Springer Verlag, New York.
- Hummon, W. D., Evans, W. A., Hummon, M. R. Doherty, F. G., Wainberg, R. H. & Stanley, W. S. 1978. Meiofaunal abundance in sandbars of acid mine polluted reclaimed and unpolluted streams in southeastern Ohio. En: Thorp, J. H. and Gibbons, J. W. Eds. Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems, US Dept of Energy, f-771114, NTIS, US Dept of Commerce, Springfield, Virginia. pp 188-203.

- Hutchinson, T. C. & Havas, M. (Eds). 1980. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum press, New York & London pp 481-497.
- Kilbane, J. J. 1990. Sulfur-specific microbial metabolism of organic compounds. Resources, Conservation and Recycling, 3, 69-79.
- Leivestad, H. Hendrey, G. Muniz, I. P. & Snekvik, E. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. En: Braekke, F. H. (Ed). Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. Research Report 6/76. The SNSF project. pp 87-111.
- Matthews, R. A., Buikema, A. L. Jr, Cairns, J, Jr. and Rodgers, J. H. Jr. 1982. Biological monitoring part IIa. Receiving system functional methods, relationships and indices. Water Res. 16, 129-139.
- McClenahan, J. R. 1978. Community changes in a deciduous forest exposed to air pollution. Can. J. For. Res. 8, 432-438.
- Miller, D. R. 1984. Chemical in the environment. En: Sheehan, P. J. Miller, D. R. & G. C. Butler and Bourdeau, Ph. Effects of pollutants at the Ecosystem Level. SCOPE. Published by J. Wiley & Sons. pp. 7-14.
- Natusch, D. F. S. Wallace, J. R. 7 Evans, C. A. 1974. Toxic trace elements preferential concentrations in respirable particles. Science 183, 202-204.
- NRCC. 1981. Acidification in the Canadian Aquatic Environment. NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. national Research Council, NRCC 18475, Ottawa. Canada. p 369.
- Peereboom-Stegeman, J. H. J. 1987. Toxic trace elements and reproduction. Toxicol. and Environ. Chem. 15, 273-292.
- Pickup, G. 1990. Remote sensing of landscape processes. En: Hobbs, R. J. & Mooney, H. A. op. cit.
- Prospero, J. M., M. Uematsu & D. L. Savoie. 1989. Mineral aerosol transport to the Pacific Ocean. En: Riley, J. P., Chester, R. & Duce, R. A. Eds. Chemical Oceanography, 10. Academic Press, London.
- Rorison, I. H. 1980. The effects of soil acidity on nutrient availability and plant response. En: Hutchinson, T. C. & Havas, M. Eds. op. cit. pp 283-304.

- Scale, P. R. 1982. The effects of Emissions from an Iron-Sintering Plant in Wawa, Canada on forest communities. MSc Thesis. Institute for Environmental Studies. University of Toronto. Toronto, Canada. p 141.
- Scott, C. D. 1990. Advanced bioreactor concepts for coal processing. Resources, Conservation and Recycling, 3, 125-135.
- Scudlark, J. R. & T. M. Church. 1988. The atmospheric deposition of arsenic and association with acid deposition. Atmos. Environ. 22, 937-963.
- Sheehan, P. J. 1984. Effects on Individuals and Populations. Effects on community and Ecosystem structure and dynamics. Functional changes in the Ecosystem. En: Sheehan, P. J., Miller, D. R. Butler, G. C. & Bourdeau, Ph. Eds. op. cit. pp 23-145.
- Subramanian, A. Tanabe, H. Tanaka, H. Hidaka, H. & Tatsukawa, R. 1987. Gain and loss rates and biological half life of PCBs and DDE in the bodies of Adelie penguins. Environ. Poll. 43, 39-46.
- Talbot, R. W., Harris, R. C. Browell, E. V. Gregory, G. L. Sebach, D. I. & Beck, S. M. 1986. Distribution and geochemistry of aerosols in the tropical North Atlantic troposphere. Relationship to Saharan dust. J. Geophys. res. 91, 5173-5182.
- Taoda, H. 1972. Mapping of atmospheric pollution in Tokyo based on epiphytic bryophytes. Jap. J. Ecol. 22, 125-133.
- Templeton, D. M. & Gherian, M. G. 1985. Chemical modifications of metallothionein, II. Metabolic fate of cadmium bound to metallothionein polymers. Toxicol. Lett. 25, 279-286.
- Tingey, D. T. Standley, C. & Field, R. W. 1976. Stress ethylene evolution: a measure of ozone effects on plants. Atmos. Environ. 10, 969-974.
- Westman, W. E. 1985. Ecology. Impact assessment and environmental planning. Wiley & Sons, New York. p. 532.
- Westman, W. E. Preston, K.P. & Weeks, L. B. 1985. Sulfur dioxide effects on the growth of native plants. En: W. E. Winner, H. A. Mooney and R. Goldstein. Eds. Sulfur Dioxide and Vegetation: Physiology, Ecology and Policy Issues. Stanford Univ. Press, Stanford.

- Whelpdale, D. M. & Moody, J. L. 1989. Large scale meteorological regimes and transport processes. En: Knap, A. Ed. The large Scale Atmospheric Transport of Natural and Contaminant Substances. Reidel, Dordrecht.
- Winner, R. W. Van Dyke, J. S. Caris, N. & Farrell, M. P. 1975. Response of the macroinvertebrate fauna to a copper gradient in an experimentally-polluted stream. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 2121-2127.
- Winner, W. E. & Bewley, J. D. 1978. Contrasts between bryophyte and vascular plant synecological responses in an SO₂- stressed white spruce association in central Alberta. Oecologia 33, 311-325.
- Winner, W. E. & Mooney, H. A. 1980. Ecology of SO₂ resistance. III: Metabolic changes of C₃ and C₄ Atriplex species due to SO₂ fumigations. Oecologia 46, 49-54.
- Winner, W. E., Koch, G. W. & Mooney, H. A. 1982. Ecology of SO₂ resistance. IV. Predicting metabolic responses of fumigated shrubs and trees. Oecologia 46: 49-54.