

**CAPÍTULO 6**  
**INDICADORES DE**  
**USO DEL SUELO**



## CAPÍTULO 6. INDICADORES DE USO DEL SUELO

*...Per si em cal repòs que la lluna hi vingui;  
i quan surti el sol que el bon dia em digui...*

*"La casa que vull"*

*J. SALVAT- PAPASSEIT*

---

## 6.1 INTRODUCCIÓN

En los primeros estudios de ACV, la evaluación del uso del suelo se realizaba en función del terreno ocupado. Los trabajos más recientes han demostrado la importancia de definir indicadores que evalúen como influye esta ocupación en la calidad del suelo. En el uso agrícola, por ejemplo, una agricultura intensiva con altos rendimientos primaría el uso del suelo si éste se mide únicamente en el sentido de demanda de espacio.

En ocasiones el manejo de la agricultura puede ayudar a la preservación de biotopos valiosos (Mattsson y col., 2000) y paisajes relevantes (Mateo Box, 1996); sin embargo, no parece que el cultivo intensivo en invernadero, más próximo a una producción industrial, intervenga en esta preservación. Este tipo de agricultura por otro lado acostumbra a utilizar plaguicidas, fertilizantes,... para obtener mayores producciones. Estas prácticas influirán sobre la calidad y sostenibilidad de la tierra (Mattsson y col., 2000).

El modo y la duración del uso del suelo, incluyendo los aspectos de regeneración y biodiversidad, son aspectos a abordar en el estudio de las categorías de impacto relacionadas con el uso del suelo (Weidema y col., 2001).

La falta de categorías de impacto adecuadas (Weidema y col., 2001), junto con la poca disponibilidad de datos, han sido una de las causas (Cowell y col., 2000b) de que la aplicación de

estos indicadores resulte, todavía hoy en día, compleja debido a que existe una gran indefinición sobre que parámetros deben ser considerados y por tanto que metodología seguir.

Este estudio forma parte de un trabajo dedicado al análisis del impacto ambiental de los invernaderos mediterráneos en el que se valoran diferentes técnicas de producción en cultivos con o sin suelo. En trabajos previos, de aplicación de ACV en invernaderos, realizados en países centroeuropeos (Jolliet, 1993, Nienhuis y col., 1996, Van Woerden, 2001), no se ha aplicado un indicador de uso del suelo. En este trabajo se ha considerado necesario incluir un capítulo dedicado al uso del suelo, para ello se han revisado las metodologías propuestas por diferentes autores analizándose la problemática que puede derivarse de su aplicación.

### 6.2 REVISIÓN DE LOS INDICADORES DEL USO DEL SUELO

La categoría de impacto uso del suelo en ACV está relacionada con el área de tierra ocupada, generalmente en combinación con el tiempo durante el cual se realizan las actividades humanas (Lindeijer, 2000b). Junto a éste valor de ocupación debe existir una evaluación cualitativa de los cambios que sufre el suelo a partir de su uso. Internacionalmente (Lindeijer, 2000b), se acepta que en la fase de inventario de ciclo de vida hay que centrarse en dos aspectos del uso de la tierra, por un lado el área ocupada y por otro los cambios que se producen en la calidad del suelo. Aparecen pues dos conceptos *Ocupación* y *Transformación* (figura 6.1) (Weidema y col., 2001).

*Ocupación*: se refiere al impacto que se produce sobre la flora, fauna, suelo y superficie de suelo mientras se mantiene una actividad humana (de  $t_1$  a  $t_2$ ), puede incluirse el tiempo de restauración ( $t_2$  a  $t_3$ ). El impacto ocupación se expresará en unidades de un parámetro de calidad previamente establecido,  $m^2$  y año. La calidad se medirá en función de un nivel de referencia que no debe ser necesariamente **A** ni **D**.

*Transformación*: proceso por el que se produce un cambio en la flora, fauna, suelo o superficie del suelo de un estado original (**A** en fig. 6.1) a otro estado alterado. Este estado alterado (de **B** a **C**) puede ser temporal. Así cuando en el tiempo  $t_2$  acaba la actividad humana, surge una etapa de transición, con o sin intervención humana, al final de la cual ( $t_3$ ) se llega a un nuevo estado (**D**) que puede ser igual, inferior o superior en cuanto a calidad que el estado original **A**. El cambio entre **A** y **D** será el impacto de transformación y se expresa en unidades de un parámetro de calidad previamente establecido y  $m^2$ .

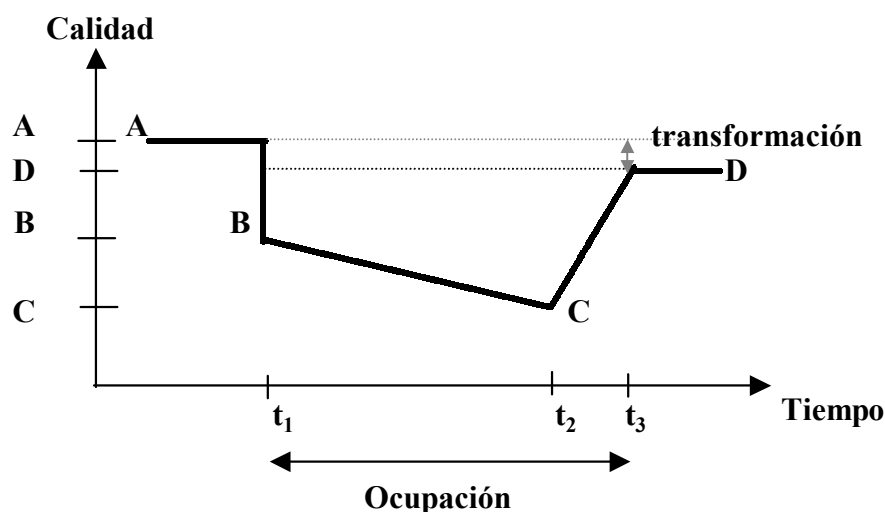


Figura 6.1 Esquemática de los impactos de ocupación y transformación causados por el uso del suelo (Weidema y col., 2001)

Estos mismos parámetros vienen definidos en Eco-Indicador 99 (Goedkoop y col., 2000) como:

- *Ocupación*: impacto que se produce porque una determinada área no vuelve a su estado original, puede definirse como

$$EQ_{oc} = f(A, t, Q) \quad (6.1)$$

siendo  $EQ$ , el impacto sobre la calidad del ecosistema medido en unidades de calidad·m<sup>2</sup>·año  $A$ , el área ocupada en m<sup>2</sup>,  $t$  el tiempo en años y  $Q$  el indicador de calidad.

- *Transformación*: impacto que se produce en una determinada área por un cambio temporal de uso que puede ser reversible o no definiéndose como

$$EQ_{tr} = f(A, \Delta Q) \quad (6.2)$$

siendo  $EQ$ , el impacto sobre la calidad del ecosistema medido en unidades de calidad·m<sup>2</sup> en el caso del impacto de transformación,  $A$ , el área ocupada en m<sup>2</sup> y  $Q$  el indicador de calidad.

Existen varias revisiones (Heijungs y col., 1997, Lindeijer, 2000a, Köllner, 2001, Weidema y col., 2001, Milà, 2003) de los diferentes indicadores para el cálculo del impacto del uso de suelo. En esta tesis se han agrupado los diferentes indicadores de uso del suelo atendiendo los siguientes criterios:

En primer lugar se presentan los primeros intentos de evaluación de uso del suelo en que los indicadores utilizados corresponden a la cantidad de tierra ocupada y a clasificaciones cualitativas

(Heijungs y col., 1992, Steen y col., 1993, Wegener Sleeswijk y col., 1996), éstos se comentan en la sección 6.2.1.

En segundo lugar existen una serie de métodos que consideran el suelo como recurso productivo presentando indicadores más relacionados con la capacidad de producción de este suelo, (Heijungs y col., 1992, Fava y col., 1993, Wegener Sleeswijk y col., 1996, Weidema y col., 1996, Heijungs y col., 1997, Cowell, 1998, Mattsson y col., 2000) resumidos en la sección 6.2.2.

En tercer lugar y en línea con la propuesta de Weidema y col., (2001) existen una serie de indicadores para definir la influencia que el uso del suelo ejercerá sobre la calidad del mismo, de entre los que cabe destacar indicadores de biodiversidad (Sas, 1996, Blonk y col., 1997, Cowell, 1998, Lindeijer y col., 1998b, Goedkoop y col., 2000, Köllner, 2000, Köllner, 2001, Weidema y col., 2001), indicadores de funciones de sostén de la vida (Lindeijer y col., 1998b) e indicadores de productividad (Fava y col., 1993, Cowell, 1998, Mattsson y col., 2000, Weidema y col., 2001) explicados en la sección 6.2.3.

### **6.2.1 Primeras aproximaciones a la cuantificación de la ocupación y transformación del suelo**

Una primera aproximación para evaluar la ocupación de un terreno sería aquella que define como impacto de uso del suelo,  $IS$ , la cantidad de tierra,  $m^2$ , que se usa en relación con el ciclo de vida de un producto. Se calcula sin pretender distinguir entre las diferentes formas de uso de tierra y sin considerar el estado original de este suelo (Weidema y col., 1996).

$$IS = \sum_i A_i \tag{6.3}$$

siendo  $A$  el área en  $m^2$  ocupada por la unidad funcional del producto e  $i$  la actividad determinada.

Existe, sin embargo, consenso en considerar que ocupación implica una dimensión temporal, cabría pues añadir a la extensión ocupada el periodo de tiempo durante el cual se ejerce la actividad, midiéndose el impacto en  $m^2 \cdot \text{año}$  (Guinée y col., 2002).

Los primeros intentos de evaluar la calidad de esta ocupación los encontramos en la clasificación cualitativa de (Heijungs y col., 1992) y la de Steen y col. (1993). La clasificación de (Heijungs y col., 1992) distingue 5 tipos de ecosistemas o paisajes: I sistemas naturales, II sistemas modificados, III sistemas cultivados, IV sistemas construidos, V sistemas degradados.

Steen y col. (1993) diferencian cuatro posibles usos del suelo: I tierras de cultivo, II prados, III bosque y IV otros.

---

La agricultura correspondería en el primer caso al tipo III (Heijungs y col., 1992) y para el segundo caso al tipo I (Steen y col., 1993); sin embargo es evidente que existen diferentes tipos de agricultura, Wegener (1996) propone 3 etapas

1. clasificar en una de las cinco categorías definidas por (Heijungs y col., 1992)
2. dentro de la categoría III, clasificar en función del tipo de cultivo, extensivo, intensivo y diferentes subdivisiones.
3. clasificar en función de la intensidad del cultivo

Las dos primeras serían de carácter cualitativo, la tercera cuantitativa. Para evaluar la intensidad del cultivo se propone el rendimiento por ha como valor cuantitativo. Esta evaluación puede conducir a conclusiones erróneas puesto que por ejemplo 1 kg de producto producido en agricultura extensiva requiere más terreno que 1 kg de producto procedente de un proceso intensivo, mientras que probablemente el espacio ocupado por un cultivo extensivo es menos exclusivo, en el sentido de biodiversidad que un cultivo intensivo.

La transformación puede ser positiva o negativa, respecto a la referencia. Si como referencia se utiliza el estado natural, cualquier actividad humana tendrá un impacto negativo. Un problema ligado con la transformación es la reversibilidad. Esta reversibilidad es polémica puesto que es difícil determinar que se entiende por estado natural original. Estos índices dan una primera aproximación de la extensión ocupada, sin embargo la evaluación de la calidad de esta ocupación es muy aproximada y no permite diferenciar entre diferentes usos del suelo por ejemplo agrarios.

### **6.2.2 El suelo como recurso productivo**

El suelo interpretado como recurso se contempla de forma diferente según los diversos autores. Desde concepciones en que el suelo es considerado como un recurso renovable (Fava y col., 1993), o propuestas en que la evaluación del uso del suelo se hace en función de la disponibilidad de éste, es decir, la competición que puede existir entre diferentes actividades; o bien, enfocando el impacto en relación al agotamiento de la calidad que su uso significa (Heijungs y col., 1997). Para Heijungs y col. (1992) el agotamiento de recursos se valora en relación con el tamaño de las reservas existentes de cada recurso. Sin embargo según Weidema y col. (1996) esta metodología no permite la comparación de la gravedad del agotamiento de recursos respecto a la severidad de otros impactos ambientales. También hay discrepancias en que se entiende por recurso total de suelo y la manera de evaluarlo, se distinguen tres concepciones:

1. cantidad de tierra potencialmente disponible para el hombre en m<sup>2</sup>
2. cantidad de tierra utilizada por el hombre en el presente en m<sup>2</sup>

3. cantidad de tierra potencialmente disponible para el hombre teniendo en cuenta el período de tiempo en  $m^2 \cdot \text{año}$ .

Una manera de evaluar el recurso suelo es en función de la degradación de éste (Wegener Sleeswijk y col., 1996). La degradación del suelo puede ser evaluada con relación a sus propiedades

1. Químicas. Parcialmente ya se consideran en el ACV en el inventario de fertilizantes y otros productos químicos. Quedan ajenos a este inventario aspectos tales como la alteración del pH, EC, CIC,... del suelo, debido a los procedimientos de cultivo.
2. Físicas. Varios factores intervienen en la degradación física. Ésta puede ser debida a la degradación de la estructura del suelo por compactación, cambios en la densidad por disminución de la porosidad o de la materia orgánica, o del índice estructural (pérdida del suelo) del perfil del suelo por subsolado profundo, ruptura de las capas permeables. Como consecuencia se propone una clasificación de la degradación del relieve y de la degradación superficial por erosión.
3. Biológicas. La degradación de las propiedades biológicas debido a la aplicación de sustancias tóxicas, se considerará dentro de la categoría de ecotoxicidad terrestre.

Entre los índices que incluyen estos aspectos se pueden destacar:

Fava y col. (1993) consideran la tierra como un recurso abiótico, aplicando la ecuación de los recursos abióticos. Esto significa que el índice presentado por este autor no diferencia entre la calidad de la tierra y el uso que se hace de ésta, por tanto no contempla el agotamiento de la calidad sino la reducción de la disponibilidad de un recurso (Heijungs y col., 1997).

Cowell (1998) sugiere que la pérdida de suelo debe ir ligada al agotamiento de recursos abióticos, utilizándose como indicadores el contenido de materia orgánica y un indicador de compactación de suelo. Ambos indicadores darían idea de la disponibilidad del suelo para llevar a cabo funciones relacionadas con el sostén a la vida. A diferencia de los índices presentados hasta ahora con estos indicadores se permite la comparación entre diferentes manejos del suelo en agricultura.

Mattsson y col. (2000) proponen el uso de varios indicadores, similares a los de Cowell (1998), para analizar el uso de la tierra en los estudios de producción agraria y forestal estos son: erosión, materia orgánica, estructura, pH, y contenido de fósforo y potasio. También considera que hay dos indicadores que podrían ser interesantes si hubiera más información disponible que son los que hacen referencia a la hidrología y a la acumulación de metales pesados. Esta misma autora añade que junto a estos indicadores sería interesante considerar un análisis en cuanto a impacto



sobre la biodiversidad y de tipo estético. El principal inconveniente para la aplicación de estos indicadores reside en la necesidad de múltiple información a escala local. Asimismo sería interesante poder disponer de un número reducido de indicadores a partir de la ponderación y agregación de todos ellos.

En esta línea, el trabajo de Milà (2003), sugiere el contenido de materia orgánica del suelo como un indicador que agrupa la mayor parte de la información necesaria para evaluar la capacidad de un suelo en relación con las funciones que desarrollará éste de soporte a la vida.

### 6.2.3 Métodos basados en indicadores de Calidad

Weidema y Lindeijer (2000) en el informe final del subproyecto dedicado al uso del suelo examinan el análisis cuantitativo de los impactos físicos del uso del suelo en términos de indicadores para sustancias biogeoquímicas (e.g. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, ...) y ciclos de energía, productividad de los ecosistemas, biodiversidad, valor cultural y migraciones. Estos autores distinguen entre impactos de ocupación e impactos de los ecosistemas que implican cambios permanentes. Proponen calcular estos impactos a partir de la fórmula:

$$I_{occ} = A \cdot t \cdot (Q_{pot} - Q_{act}) / s_i \quad (6.4)$$

donde  $I_{occ}$  es el índice de ocupación, en las unidades de calidad, g Carbono,  $A$  es el área ocupada, en m<sup>2</sup>;  $t$  es el tiempo de ocupación incluyendo el tiempo de restauración, en años;  $Q_{pot}$  es el valor del indicador de calidad potencial después de la restauración, g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> productividad, adimensional en biodiversidad y  $Q_{act}$  es el valor del indicador de calidad durante la actividad, g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> productividad, adimensional en biodiversidad;  $s$  es un factor de pendiente para reflejar el grado de aproximación entre  $Q_{act}$  y  $Q_{pot}$ .

Sin embargo la discusión de que indicadores y que factores de equivalencia se utilizarán para medir esta calidad está lejos de haber finalizado. A continuación se repasan algunos de los indicadores propuestos.

#### 6.2.3.1 Indicadores relacionados con la productividad del ecosistema

El suelo ejerce una serie de funciones, que son las que designaremos como funciones de sostén o soporte a la vida. En los ecosistemas terrestres, la disponibilidad de recursos bióticos está relacionada, aunque de manera general, con su potencial de productividad. Se entiende por ésta la producción de biomasa que ocurre mediante la fotosíntesis, por medio de la cual las plantas verdes convierten energía solar, CO<sub>2</sub> y agua en glucosa y tejido vegetal. Si a esta energía se le resta la consumida en la respiración se obtiene la Producción Primaria Neta, *NPP*. Diversos autores

utilizarán ésta como indicador de muchas de las funciones de sostén de la vida. Existen diferentes fórmulas para calcular la pérdida de las funciones de sostén de la vida:

Sas (1996) propone:

$$loss\ life\ support = \sum_i A_i t_{rec_i} NPP_i \quad (6.5)$$

siendo *loss life support* medida en kg de biomasa producida, *A* el área ocupada en m<sup>2</sup>, *t<sub>rec</sub>* el tiempo de recuperación a la biodiversidad original y *NPP* es la Producción Primaria Neta.

Para Blonk y col. (1997) la discusión se centra en la degradación de los ecosistemas y el paisaje como consecuencia del uso del suelo.. Con este objetivo se introduce el concepto de valor de la naturaleza. Este valor de la naturaleza puede ser medido de diferentes maneras. Estos autores proponen utilizar la *NPP* como dicho valor.

La fórmula general propuesta para caracterizar la degradación del ecosistema es

$$IS = \sum_i (N_{ref} - N_i) A_i \quad (6.6)$$

donde *N<sub>i</sub>* es el valor de la naturaleza durante la actividad y *N<sub>ref</sub>* el valor utilizado como referencia. Para este último valor Blonk y col. (1997) sugieren medir el valor de la situación que se daría sin intervención humana .

Lindeijer y col. (1998b) utilizan como indicador de soporte a la vida, la biomasa primaria neta (*fNPP*) que es la diferencia entre la producida (*NPP*) y la cosechada (*NCP*) por los hombres proponiendo para evaluar la transformación del ecosistema:

$$loss\ of\ life\ support = A(fNPP_{ini} - fNPP_{fin}) \quad (6.7)$$

mientras que para ocupación del ecosistema:

$$loss\ of\ life\ support = At(fNPP_{ref} - fNPP_i) \quad (6.8)$$

siendo *A* el área, m<sup>2</sup>; *t* el tiempo de ocupación, años; *fNPP*: Producción Neta Primaria sustrayendo biomasa utilizada por los hombres, Ton·m<sup>2</sup>·año; *i* la actividad; *ref* el estado de referencia; *ini* el inicio de la actividad y *fin* el fin de la ocupación. En Lindeijer (1998b) se definen siete combinaciones de uso de suelo. Este autor da un valor de  $NPP_{ref} = 12$  para nuestras condiciones de altitud y latitud.

Weidema y col. (2001) utilizan el valor de la *NPP* como indicador de categoría media “midpoint” de la productividad del ecosistema. Para estos autores los ecosistemas en los que ha intervenido el hombre pueden tener unos valores más altos de *NPP* que los ecosistemas naturales en la misma latitud. Este mayor valor vendrá, en parte, causado por la más alta proporción de plantas jóvenes

con alta productividad, y en parte debido a la fertilización, irrigación y otras prácticas culturales. Esto implica que los ecosistemas en los que interviene el hombre pueden tener un valor más alto pudiendo influir en las funciones de sostén de la vida.

### 6.2.3.2 Indicadores de Biodiversidad

Otra de las medidas empleadas para determinar la calidad del uso del suelo es la que tiene en cuenta la biodiversidad. Ésta la podemos definir como la variedad global de formas de vida que coexisten en la tierra. Esta diversidad puede entenderse a tres niveles: diversidad genética (no contemplada por el momento en los ACVs), la diversidad de especies, se basan en ella los trabajos de (Sas, 1996, Lindeijer y col., 1998a, Goedkoop y col., 2000, Köllner, 2000, Lindeijer, 2000a) y diversidad de los ecosistemas estudiada mediante las metodologías propuestas por (Blonk y col., 1997, Cowell, 1998, Cowell y col., 2000a).

Las metodologías que a continuación se desarrollan, exceptuando Sas (1996) (eq. 6.9), coinciden en utilizar las plantas vasculares como representantes de la diversidad de las especies en general para el cálculo del indicador de biodiversidad. Trabajos previos (Barthlott y col. 1999) han mostrado la alta correlación entre el número de especies vasculares y otras especies, (figura 6.2).

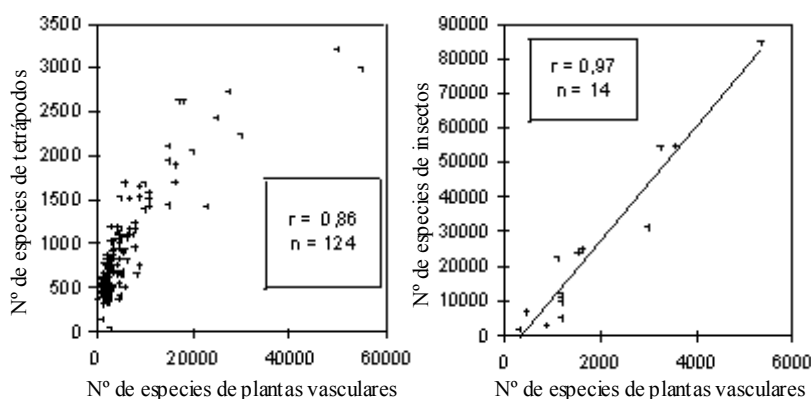


Figura 6.2. Correlación entre especies de plantas vasculares y otras especies (Barthlott y col. 1999)

A continuación se presentan algunos de estos indicadores utilizados para el cálculo del impacto en la biodiversidad para diferentes usos del suelo:

$$\text{loss of biodiversity} = \sum_i A_i t_{rec_i} S_i \quad (6.9)$$

siendo  $A$  área ocupada en  $m^2$ ,  $t_{rec}$ : tiempo de recuperación de la biodiversidad original y  $S$  la diversidad de especies inicial para un área fijada (Sas, 1996)

Lindeijer y col. (1998b) utilizan como indicador de biodiversidad la pérdida de la riqueza de especies en términos relativos respecto a una referencia local. El factor calculado para la transformación es:

$$loss\ of\ biodiversity = A \left( \frac{\alpha_{ini} - \alpha_{fin}}{\alpha_{ref}} \right) \quad (6.10)$$

mientras que para la ocupación del ecosistema:

$$loss\ of\ biodiversity = At \left( \frac{\alpha_{ref} - \alpha_i}{\alpha_{ref}} \right) \quad (6.11)$$

siendo  $A$  el área,  $m^2$ ;  $t$  el tiempo de ocupación, años;  $\alpha$  el número de especies de plantas por  $m^2$  calibrados respecto a un área de referencia medida;  $i$  la actividad;  $ref$  el estado de referencia;  $ini$  el inicio de la actividad y  $fin$  el fin de la ocupación.

$\alpha$  es la constante utilizada para definir los factores de caracterización. Lindeijer y col. (1998b) eligen una función logarítmica para describir la relación entre área y especies

$$S = \alpha \log A \quad (6.12)$$

La diversidad de especies, expresada como número de especies vasculares, puede medirse a diferentes escalas y deberá calibrarse en relación con una área de referencia, siendo por tanto:

$$\alpha = \frac{S - S_{ref}}{\log A / A_{ref}} \quad (6.13)$$

En Lindeijer y col. (1998b) se definen siete combinaciones de uso de suelo. Las condiciones del área de estudio quedarían incluidas en latitud 40 y altitud entre 0 y 1000 m con las que se corresponde un  $\alpha_{ref} = 15$ .

Köllner (2001) sugiere un indicador  $D$  para analizar el impacto del uso del suelo sobre la diversidad de las especies a escala local y regional. Dicho indicador se calcula como función de un factor de caracterización del impacto potencial sobre el ecosistema ( $EDP$ ), teniendo en cuenta que para el componente que afecta a la ocupación el indicador se define:

$$D_{oc} = A \cdot t_{oc} \cdot EDP_{oc} \quad (6.14)$$

siendo  $D_{oc}$  el impacto producido por la ocupación del suelo,  $m^2 \cdot años$ ;  $A$  el área ocupada,  $m^2$ ;  $t_{oc}$  el tiempo de ocupación, años;  $EDP_{oc}$  impacto potencial sobre el ecosistema.

Para el componente transformación del suelo

$$D_{tr} = A \cdot t_{tr} \cdot \left( \frac{EDP_{ini} + EDP_{fin}}{2} \right) \quad (6.15)$$

siendo  $D_{tr}$  el impacto producido por la transformación del suelo,  $m^2 \cdot \text{años}$ ;  $A$  el área ocupada,  $m^2$ ;  $t_{tr}$  el tiempo de ocupación, años;  $EDP$  se calcula como la fracción entre el número de especies ( $S_{oc}$ ) para una determinada actividad y la media de la riqueza de especies en una determinada región ( $S_{reg}$ ) utilizada como referencia, en versión linear resultaría la ecuación:

$$EDP_{loc,oc} = 1 - \frac{S_{oc}}{S_{reg}} \quad (6.16)$$

o en versión logarítmica propuesta por Schläpfer y col. (1999) y utilizada por Köllner (2001).

$$EDP_{loc,oc} = 1 - \left\{ 0,27 \ln \left( \frac{S_{oc}}{S_{reg}} \right) + 1 \right\} \quad (6.17)$$

La función utilizada por Köllner (2000) para establecer la relación entre el nº de especies y el área se obtiene a partir de la ecuación de Arrhenius

$$S = aA^b \quad (6.18)$$

o su variante logarítmica

$$\ln S = \ln a + b \ln A \quad (6.19)$$

Junto al impacto local  $EDP_{loc}$  Köllner (2000) y (2001) defiende un impacto regional que considere los cambios (marginales) producidos en referencia al ecosistema propio de la región, cambios determinados por el uso que localmente se hace del suelo; según este autor el impacto de ocupación será mayor en una región donde el área natural restante sea menor.

Basándose en el trabajo previo de (Müller-Wenk, 1997) propone dos grados de intensidad en el uso del suelo (*LI*, low intensity) y (*HI*, high intensity). Asumiendo que las especies en *HI* también existen en *LI* pero no al revés, el número total de especies  $S_{reg}$  será función del área relativa de uso de baja intensidad (Köllner, 2000). Puesto que la distribución de especies obedece a una relación exponencial entre especies y área, a medida que ésta sea más pequeña, más grande será la pérdida en el número de especies. La relación entre el tamaño del área y la diversidad de las especies se define a partir de la ecuación 6.18.

Para determinar la influencia que sobre el conjunto de la región tiene la localización de una determinada actividad Köllner (2000) calcula el factor potencial de reserva de especies para dicha región en función del área de menor intensidad de la región *LI* y a partir de la primera derivada según la ecuación

$$SPEP_{reg} = \frac{dS_{reg}/dLI}{S_{reg}} = \frac{abLI^{b-1}}{aLI^b} = \frac{b}{LI} \quad (6.20)$$

Posteriormente, en su tesis este autor elabora este concepto de impacto potencial regional hacia el cálculo de las especies pérdidas tomando como referencia las especies existentes en un archivo histórico de Suiza datado en 1850, tomando como actual los datos de 1978.

$$S_{lost} = \frac{S_{1850} - S_{1978}}{S_{1850}} \quad (6.21)$$

Inspirado en el trabajo de Köllner (2000), el Eco-Indicador 99 (Goedkoop y col., 2000) propone la medida de la calidad del ecosistema a partir de la fórmula:

$$EQ = PDF \cdot A \cdot t \quad (6.22)$$

donde  $EQ$  es el indicador que mide la calidad del ecosistema;  $PDF$  la fracción de potencial de desaparición de plantas vasculares,  $A$  es el área ocupada,  $m^2$  y  $t$  el tiempo de restauración en años.  $PDF$  se expresa como la diferencia relativa entre el número de especies en las condiciones de referencia respecto a las actuales derivadas del uso de la tierra.

$$PDF = \frac{S_{ref} - S_{uso}}{S_{ref}} \quad (6.23)$$

siendo  $S$  la diversidad de especies en el área de referencia  $ref$  y en el área ocupada  $uso$ .

En el Eco-Indicador 99 (Goedkoop y col., 2000) proponen un tiempo de restauración de 5 años para pasar de áreas urbanas a áreas agrícolas y viceversa.

Al igual que en Köllner (2000) y (2001), Goedkoop y Spriensma (2000) distinguen entre el efecto local y el efecto regional del uso del suelo, el primero será el impacto que sobre el ecosistema del área ocupada tendrá la actividad, el segundo el efecto sobre el área que rodea al área ocupada. La disminución de especies en el área natural es lo que se conoce como efecto regional del uso de la tierra. A diferencia de Köllner (2000) el efecto regional es independiente del tamaño de la región. En el efecto regional la diferencia entre transformación y ocupación será el período de tiempo de restauración.

Por tanto para la combinación de los efectos locales y regionales y teniendo en cuenta el impacto debido a la ocupación y a la transformación de uso 1 a uso 2, el Eco-Indicador (Goedkoop y col., 2000) propone las siguientes ecuaciones para determinar la calidad del ecosistema.

$$EQ_{oc} = EQ_{reg} + EQ_{loc} = PDF_{natural \rightarrow uso} \cdot b \cdot A_{uso} \cdot t_{oc} + PDF_{natural \rightarrow uso} \cdot A_{uso} \cdot t_{oc} \quad (6.24)$$

$$EQ_{tr} = EQ_{reg} + EQ_{loc,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot b \cdot A_{uso} \cdot t_{rest} + PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot A_{uso} \cdot t_{rest} \quad (6.25)$$

Los trabajos de Cowell (1998) y Weidema y col. (2001) proponen la utilización de más de un indicador, aparte del de riqueza de las especies, para el cálculo de la biodiversidad. Ambos trabajos coinciden en la importancia de valorar las especies en extinción.

Cowell (1998) sugiere el factor de hábitat físico (*PHF*) que proporciona información sobre el interés de preservación de un hábitat determinado. Valores cercanos a 1 muestran un hábitat degradado mientras hábitats con menos alteraciones tienen valores más próximos a cero. Dicho factor es a su vez el resultado de la suma de cuatro indicadores simultáneos:

- área relativa del ecosistema afectado en relación con el área mundial,
- n° relativo de especies en extinción en el ecosistema
- n° relativo de especies en el ecosistema
- n° relativo de individuos medidos por la *NPP*

El valor total del *PHF* para un ecosistema será:

$$PHF = \frac{1}{6} \left[ \left( \frac{A_e}{A_{max}} \right) + 2 \left( 1 - \frac{RS_e}{RS_{max}} \right) + 2 \left( 1 - \frac{S_e}{S_{max}} \right) + \left( 1 - \frac{NPP_e}{NPP_{max}} \right) \right] \quad (6.26)$$

siendo  $A_e$  el área del ecosistema estudiado;  $A_{max}$  el área de referencia utilizándose como tal ecosistema más extenso;  $RS_e$  es el número de especies raras en el ecosistema estudiado;  $RS_{max}$  el número máximo de especies raras en cualquier ecosistema;  $S_e$  es el número de especies en el ecosistema estudiado;  $S_{max}$  es el máximo número de especies en cualquier ecosistema;  $NPP_e$  es la Producción Primaria Neta en el ecosistema estudiado y  $NPP_{max}$  es la máxima Producción Primaria Neta de cualquier hábitat.

Como indicador de biodiversidad Weidema y col. (2001) han desarrollado un indicador que incluye tres factores: riqueza relativa de especies en relación al mínimo ( $SR/SR_{min}$ ), rareza inherente del ecosistema que se define como la inversa el tamaño del ecosistema bajo estudio ( $A_{pot}$ ) en relación al área del ecosistema potencialmente más grande, ( $A_{pot,max}/A_{pot}$ ) y vulnerabilidad del ecosistema que es el n° relativo de especies afectadas por un cambio en el ecosistema.

$$Q_{bio} = \left( \frac{SR}{SR_{min}} \right) \cdot \left( \frac{A_{pot,max}}{A_{pot}} \right) \cdot \left( \frac{A_{exi}}{A_{pot}} \right)^{-0.85} \quad (6.27)$$

donde  $SR$  es la riqueza de especies, n° m<sup>-2</sup>;  $A_{pot}$  es el área potencial del ecosistema,  $A_{pot,max}$  es el área más grande del ecosistema potencial y  $A_{exi}$  es el área real del ecosistema considerado.

De los índices propuestos se deduce que un buen indicador además de evaluar la extensión ocupada y el tiempo que dura esta ocupación debería analizar como afecta la actividad al suelo

como recurso disponible. No existe todavía consenso en cual deberá ser el índice idóneo para estimar los cambios que se producen en la calidad del suelo. Después de un repaso a la disponibilidad de datos, en este trabajo se opta por utilizar aquellos que tienen en cuenta los factores de calidad, biodiversidad y productividad entendida como *NPP*, comparándose los resultados de la aplicación de: 1) El método desarrollado por Köllner (2001) en su versión local para el cálculo del impacto sobre la biodiversidad 2) el índice PHF sugerido por Cowell, con alguna adaptación, para calcular el grado de degradación del área objeto de estudio y 3) la propuesta de Weidema y col. (2001) aplicando el índice de biodiversidad y el de productividad.

### **6.3 APLICACIÓN AL ESTUDIO DEL IMPACTO EN EL USO DEL SUELO DE LOS INVERNADEROS DEL MARESME**

#### **6.3.1 Material y Métodos**

##### **6.3.1.1 Localización Geográfica**

El estudio se ha realizado sobre los invernaderos de la comarca del Maresme.

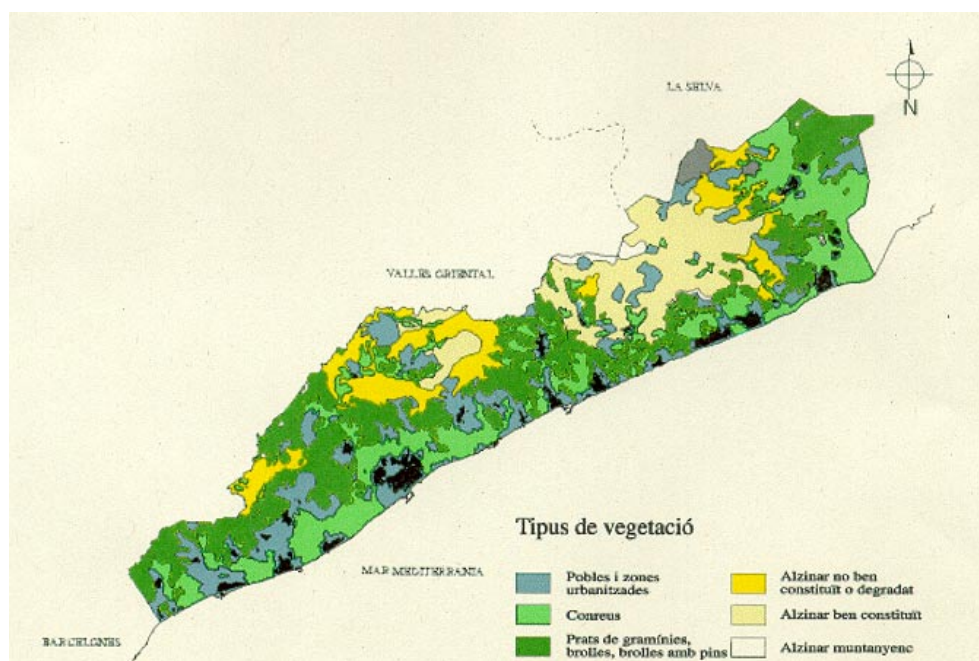
Dicha comarca ha sido tradicionalmente un área agrícola que hoy en día se ve sometida a una fuerte presión urbanística e industrial ejercida por su proximidad a Barcelona. Actualmente un 23 % de la superficie se dedica a la agricultura y de ésta el 6 % se realiza bajo algún tipo de protección (Tabla 6.1). El cultivo en invernadero ocupa principalmente el llano, aunque es muy característico de esta zona la extensión por la cordillera de los túneles donde se cultivan fresas y fresones. En esta misma tabla se han clasificado los diferentes usos del suelo de acuerdo a la tipología presentada por la clasificación europea de actividades de uso del suelo CORINE (EEA 2000).

Geográficamente, esta comarca situada al Norte de la ciudad de Barcelona puede definirse como una franja que se extiende entre el mar Mediterráneo y la cordillera Litoral con una superficie de 397 km<sup>2</sup> y limitada al extremo NordEste por la desembocadura del río La Tordera (Figura 6.3). Se trata de un paisaje típicamente mediterráneo fuertemente alterado por la actividad humana (agricultura, industria, urbanización). El paisaje queda configurado por cinco unidades biogeográficas: la cordillera, los valles interiores, el llano, el litoral y la ribera del río.



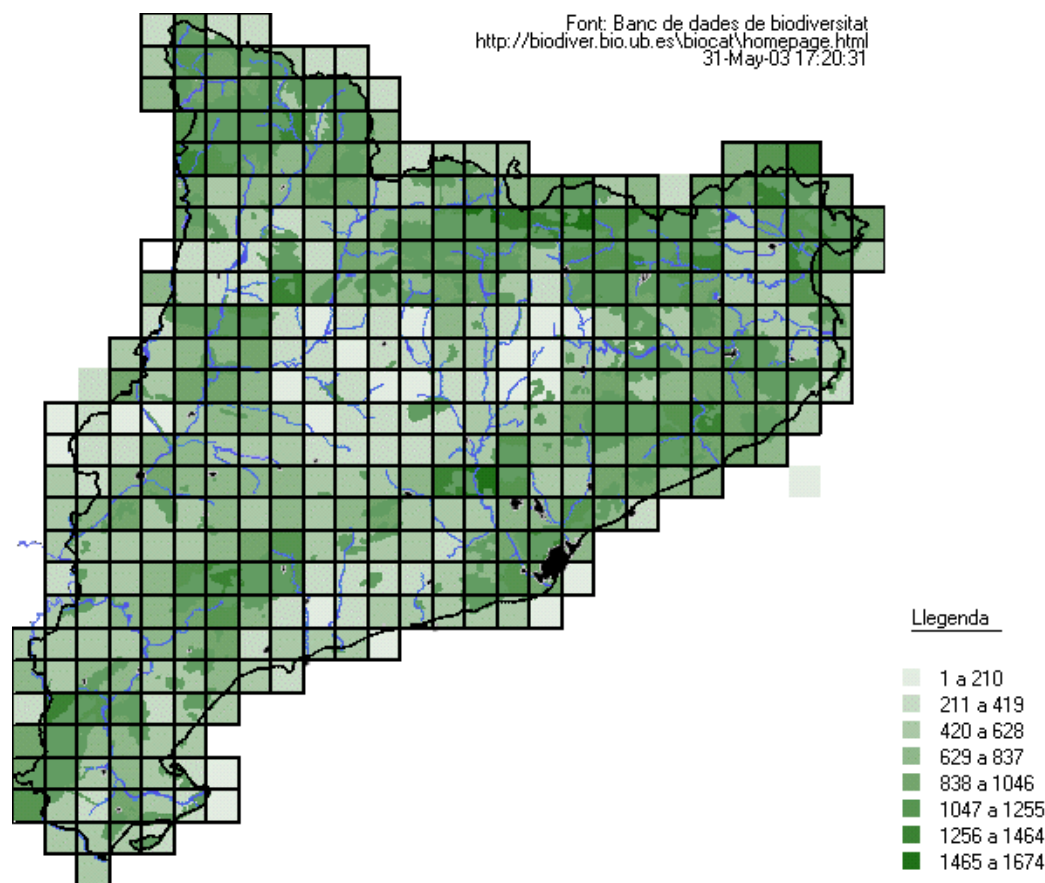
**Tabla 6.1 Distribución de la superficie de la comarca y clasificación del tipo de uso del suelo de acuerdo con CORINE (EEA 2000). Datos del CCM (CCM, 2001) y (DARP, 1998)**

	km <sup>2</sup>	Clasificación CORINE
Área urbana	92	1.1 Urbano
Área agrícola	93	2. Áreas agrícolas
Área invernaderos	5,67	2.1.1 Tierra de cultivo
Área forestal	212	3.1.3.1 Bosque mixto, 11-50% coníferas
Área protegida, PEIN	74,64	3.1.3.1 Bosque mixto, 11-50% coníferas
Área ríos	2,05	5.1.1 Cursos de agua
Área Total	397	



*Figura 6.3 Tipo de vegetación de la comarca del Maresme*

Para el cálculo del número de especies se ha utilizado el número de especies registradas en el banco de datos de biodiversidad (figura 6.4) del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya y la Universitat Autònoma de Barcelona (Font *et al* 1999). Para el cálculo del número de especies en el área de referencia,  $S_{ref}$  se tomaron muestras correspondientes a áreas de tipología 3.1.3.1 Bosque mixto (Mixed broad-leafed) con una presencia de coníferas entre el 11-50 % que concretamente en el caso de los bosques del Maresme es del 23 % (Gracia y col., 2000) protegidas por el Pla d'Espais d'Interés Natural, PEIN (tabla 6.1). Las muestras corresponden a número de especies por retículas UTM de 100 km<sup>2</sup>. Para el cálculo del número de especies en la región,  $S_{reg}$ , se utilizan los datos correspondientes a las retículas que componen el área del Maresme (DF49, DG50, DG60, DG61 y DG71). Obteniéndose un conjunto de 1625 especies y 69 especies raras.



*Figura 6.4 Mapa de distribución de número de especies vasculares en Catalunya. Fuente: banco de datos de biodiversidad (Font y col., 1999)*

### 6.3.1.2 Métodos empleados

A partir de la revisión de métodos y basándose en la disponibilidad de datos se optó por los métodos propuestos en Weidema y Lindeijer (2000), Köllner (2000) y Cowell (1998). Todos ellos tienen en común que la medida de la calidad del suelo se basa en la biodiversidad y en la productividad del ecosistema, representadas por las especies vasculares en el primer caso y la producción neta de fotosíntesis como parámetro de la productividad.

Los cálculos se realizan considerando un tiempo de ocupación de un año. Como área ocupada se ha considerado el total de superficie cubierta por invernaderos, 5,67 km<sup>2</sup> independientemente del cultivo realizado en ellos. Tan solo el método propuesto por Köllner (2000) permite la comparación entre sistemas de agricultura intensiva e integrada. En este método y en el de Weidema y Lindeijer (2001) se ha procedido a la comparación del uso del suelo ocupado por invernaderos con el uso del suelo de asentamiento urbano.

### 6.3.1.2.1 Método EDP (Köllner 2001)

La aplicación del método de Köllner (2001) permite calcular el  $EDP_{loc}$  mediante la ecuación (6.16) Para el cálculo del  $EDP_{reg}$  este autor utiliza los datos históricos de especies vasculares de Suiza. Por no disponer de datos históricos de la zona del Maresme y no considerar correcto aplicar los coeficientes de Suiza no se calculará el impacto a escala regional, pero sí utilizaremos  $EDP_{loc}$  para el cálculo del impacto en el ámbito local.

### 6.3.1.2.2 Método PHF (Cowell 1998)

En la aplicación del indicador  $PHF$  sugerido por Cowell (1998) (ec. 6.26) y basado en valor del ecosistema se han tenido en cuenta las siguientes consideraciones: 1) los invernaderos se extienden por el conjunto de la comarca. 2) Pese a que se pueden reconocer cinco unidades biogeográficas en la región, la información en cuanto a nº de especies y especies en extinción, se encuentra detallada por retículas UTM. 3) Se dispone igualmente de la información sobre nº de especies y especies en extinción para el resto del territorio español. 4) Los valores de Productividad Primaria Neta se han estimado a partir del mapa de Productividad Primaria Neta elaborado basándose en las imágenes de satélite (GLO-PEM, 2000) (figura 6.5) y asumiendo un contenido del 45% en C para la biomasa (Weidema y col., 2001). Para la comarca del Maresme se ha considerado un valor de  $1200 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ . Para su posterior comparación en el ámbito español se ha tomado el valor máximo en productividad de la península ibérica el representado en la cordillera cantábrica como  $1300 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ . Se ha aplicado el índice  $PHF$  sobre el conjunto de la comarca a escala global y en el ámbito español (tabla 6.2).

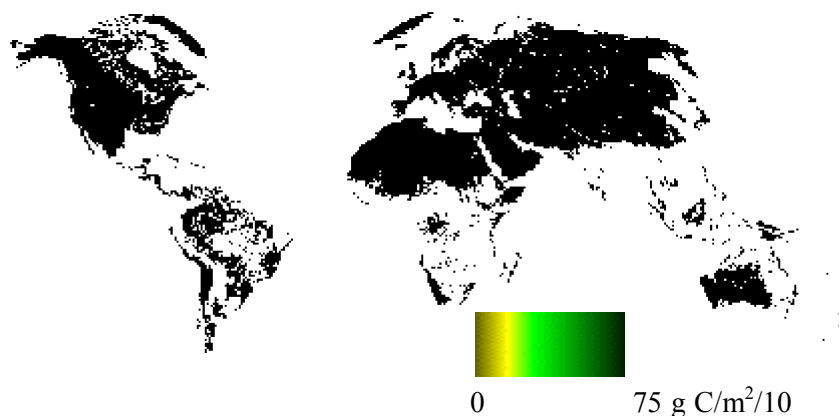


Figura 6.5 Mapa de la Productividad Primaria Neta obtenido por imágenes de satélite. (GLO-PEM, 2000)

Tabla 6.2 Datos utilizados para calcular el PHF según (Cowell, 1998)

	Área total km <sup>2</sup>	Nº Especies vasculares	Nº Especies raras	<i>NPP</i> Tn km <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup>	Área invernaderos km <sup>2</sup>
MARESME	397	1.615 <sup>(1)</sup>	69 <sup>(1)</sup>	1.200 <sup>(2)</sup>	5,67 <sup>(4)</sup>
ESPAÑA	505.000	5.050 <sup>(3)</sup>	484 <sup>(3)</sup>	1.300 <sup>(2)</sup>	505 <sup>(5)</sup>

<sup>(1)</sup> Banco de datos de Biodiversidad. (Font y col., 1999)

<sup>(2)</sup> GLO-PEM 2000

<sup>(3)</sup> (Walter y col., 1998)

<sup>(4)</sup> DARP 1998

<sup>(5)</sup> MAPA 2001

### 6.3.1.2.3 Método LCAGAPS (Weidema y Lindeijer 2001)

El impacto de ocupación propuesto por Weidema y Lindeijer (2001) se calculó utilizando las ecuaciones (6.4 y 6.27) para el total del área de invernaderos de la comarca del Maresme, 5,67·km<sup>2</sup>, (tabla 6.1) y comparando con la misma superficie ocupada por asentamiento humano. La duración de la actividad considerada es de un año y el tiempo de restauración para latitud 40° es 70 años para el cálculo de la productividad del ecosistema y 420 años para restauración de la biodiversidad (datos de Weidema y Lindeijer, 2000). Como valor de riqueza de especies  $SR$  se ha tomado  $1.750 \cdot 10^{-4}$  especies·km<sup>-2</sup> (Figura 6.6, Barthlott *et al* 1999);  $SR_{min}$  es igual  $100 \cdot 10^{-4}$  especies·km<sup>-2</sup> (Weidema y Lindeijer 2001);  $A_{pot}$  es el área potencial del ecosistema,  $12,5 \cdot 10^6$  km<sup>2</sup>, correspondiente al total mundial de bosque mixto (Weidema y Lindeijer 2001);  $A_{pot,max}$  es el área más grande del ecosistema potencial,  $25,3 \cdot 10^6$  km<sup>2</sup> correspondiente al área de bosque boreal (Weidema y Lindeijer 2001); y  $A_{exi}$  es el área real del ecosistema considerado, bosque mixto,  $2,6 \cdot 10^6$  km<sup>2</sup> (Weidema y Lindeijer 2001).

El valor asignado a  $Q_{act, prod}$  es el sugerido por estos autores para actividades agrícolas, 425 g C·m<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup>. En el caso de asentamiento urbano se le asigna , 100 g C·m<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup>. Estos autores consideran que en el momento en que hay actividad humana, independientemente de cuál sea esta actividad el valor  $Q_{act, bio}$  es igual a cero, por tanto en ambos casos durante la actividad ya sea agrícola o asentamiento urbano se considerará este valor nulo.

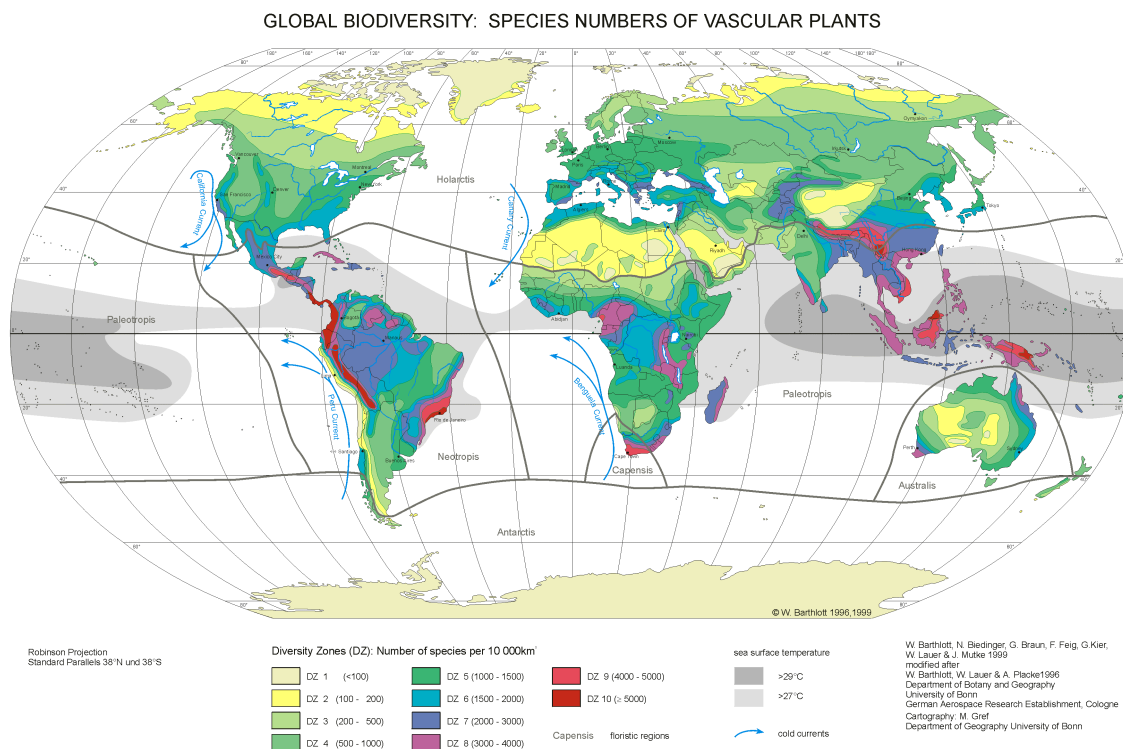


Figura 6.6 Riqueza de las especies de plantas vasculares (Barthlott y col., 1999)

## 6.4 RESULTADOS

### 6.4.1 Método EDP (Köllner 2001)

Los datos del número de especies se han normalizado, siguiendo el criterio expresado en Köllner (2001), para su posterior comparación con los resultados obtenidos por este autor. La normalización se realizó para  $A= 0,01$  ha. Al proceder los datos de retículas de igual dimensión nos encontramos con datos de tipo II (figura 6.7), a diferencia del tipo I que corresponden a datos procedentes de áreas de tamaño diferente. El número de especies normalizado se calculó mediante las ecuaciones:

$$S_{std} = S - \Delta S \tag{6.28}$$

$$\Delta S = S' - S'_{std} \tag{6.29}$$

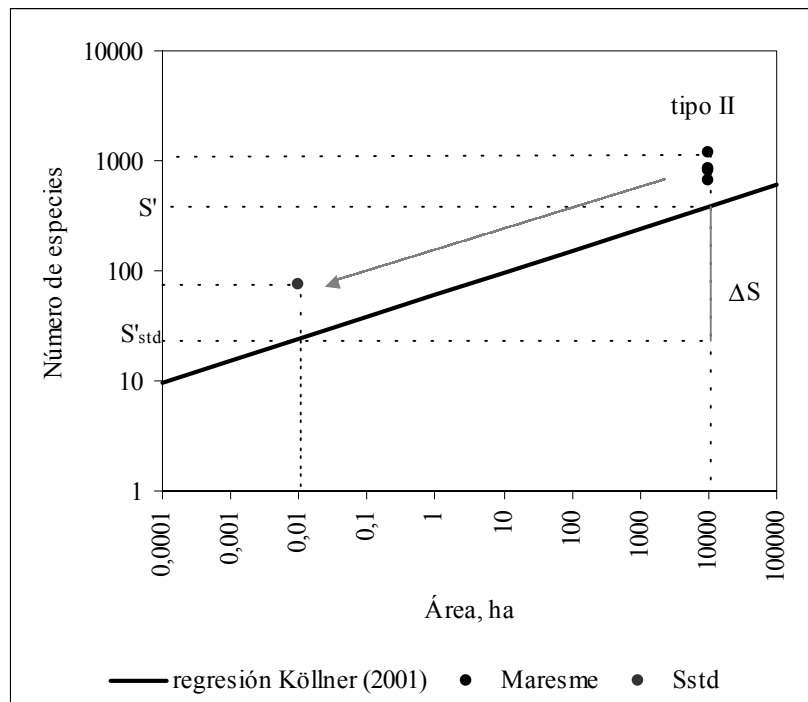


Figura 6.7 Normalización del número de especies utilizando la regresión propuesta por Köllner (2001)

La tabla 6.3 muestra los valores absolutos y normalizados de especies en el bosque Mediterráneo para las diferentes zonas seleccionadas siendo el promedio normalizado de 77,8 especies.

La tabla 6.4 muestra los valores para cada uno de los diferentes usos del suelo considerados en (Köllner, 2000). Sin embargo, este autor considera como estado de referencia en el cálculo de  $S_{reg}$  regiones de Suiza. En este trabajo se toman dos posibles referencias una  $S_{reg}$  que es el número de especies actual en la región del Maresme y otra que estaría más en consonancia con la propuesta de Weidema y Lindeijer (2001) de tomar un valor máximo  $S_{ref}$  que es el número de especies en el bosque característico de la zona del Maresme. Se ha procedido por tanto al cálculo del factor de caracterización  $EDP_{loc}$  siguiendo el criterio de (Köllner, 2000). Para evitar al máximo la utilización de coeficientes optamos por la ecuación lineal (ec. 6.16).

**Tabla 6.3 Número de especies contabilizadas en bosque tipo 3.1.3.1 de la clasificación CORINE a Catalunya a partir de (Font y col., 1999)**

UTM	A	S	$S_{std}$
DF28	100	1420	92.4
DF49,DG50,DG61	300	1469	76.7
DG92,DG93,DG94,EG03	400	1366	67.4
EG18	100	1299	84.5
DG11	100	1136	73.9
DG42	100	1050	68.3
DG52	100	1217	79.2
DG46	100	1134	73.8
DG78,DG68,DG58	300	1675	87.5
PROMEDIO		1307	77.8

**Tabla 6.4 Cálculo de los indicadores de impacto local de ocupación según (Köllner, 2000)**

	$S_{std}$	$S_{oc}/S_{reg}$	$EDP_{oc,loc 1}$	$D_{loc1}$	$S_{oc}/S_{ref}$	$EDP_{oc,loc 2}$	$D_{loc2}$
agricultura intensiva	10 <sup>(1)</sup>	0,17	0,83	4,69	0,13	0,87	4,94
agricultura integrada	7 <sup>(1)</sup>	0,12	0,88	4,98	0,09	0,91	5,16
uso urbano discontinuo	22 <sup>(1)</sup>	0,38	0,62	3,52	0,28	0,72	4,07
uso urbano continuo	8 <sup>(1)</sup>	0,14	0,86	4,89	0,10	0,90	5,09
bosque mediterráneo	77,8 <sup>(2)</sup>	1,34	-0,34	-1,95	1,00	0,00	0,00
región Maresme	57,9 <sup>(2)</sup>	1,00	0,00				

<sup>(1)</sup> Köllner 2000 y <sup>(2)</sup> elaboración propia

El uso de los valores de (Köllner, 2000) ha dado un resultado en el cálculo del  $EDP_{oc, loc 1}$  de 0,83 para uso agrícola intensivo, para uso agrícola integrado  $EDP_{oc, loc 1}$  sería de 0,88. En uso como urbanización discontinua 0,62 y 0,86 en urbanización continua, que multiplicado por el área actual de invernaderos 5,67 km<sup>2</sup> y un año de ocupación se traduce en un impacto de ocupación de uso del suelo en el ámbito local,  $D_{oc 1}$ , de 4,69 km<sup>2</sup>·año, 4,98 km<sup>2</sup>·año, 3,52 km<sup>2</sup>·año y 4,89 km<sup>2</sup>·año respectivamente. Si como valor de referencia se toma las especies del bosque Mediterráneo los valores totales de  $D_{loc2}$  serían 4,94 km<sup>2</sup>·año, 5,16 km<sup>2</sup>·año, 4,07 km<sup>2</sup>·año y 5,09 km<sup>2</sup>·año (tabla 6.4).

En el cálculo del impacto debido a la transformación se han propuesto varios ejemplos: 1) transformación de uso urbano discontinuo a agricultura intensiva obteniéndose un  $D_{tr}$  igual a 1,1 km<sup>2</sup>; 2) transformación de agricultura intensiva a integrada dando un valor de 0,28 km<sup>2</sup>; 3) transformación de agricultura intensiva a urbanización discontinua -1,19 km<sup>2</sup>, este valor negativo significa que se trata de una mejora desde el punto de vista de la biodiversidad; 4) transformación de agricultura intensiva a uso urbano continuo alcanzándose un  $D_{tr}$  de 0,17 km<sup>2</sup> y 5) la transformación de bosque a uso urbano discontinuo, 6) continuo y 7) a uso agrícola intensiva

obteniéndose unos valores de 5,44 km<sup>2</sup>·año, 6,80 km<sup>2</sup>·año y 6,63 km<sup>2</sup>·año respectivamente (tabla 6.5).

Por último se ha calculado el impacto de restauración, Köllner considera 50 años el tiempo necesario para restauración para los tres casos considerados, tabla 6.6. Se ha obtenido unos valores de  $D_{res}$  de 69 km<sup>2</sup>·año para pasar de agricultura a bosque, 73,7 km<sup>2</sup>·año para pasar de uso urbano continuo a bosque y 39,7 km<sup>2</sup>·año para pasar de uso urbano discontinuo a bosque.

**Tabla 6.5 Impacto de transformación,  $D_{tr}$ , para diferentes usos del suelo según (Köllner, 2000)**

		$EDP_{ini}$	$EDP_{fin}$	$D_{tr}$
Urbano discontinuo	Agricultura intensiva	0,62	0,83	1,1
Agricultura intensiva	Agricultura integrada	0,83	0,88	0,28
Agricultura intensiva	Urbano discontinuo	0,83	0,62	-1,19
Agricultura intensiva	Urbano continuo	0,83	0,86	0,17
Bosque Mediterráneo	Urbano discontinuo	-0,34	0,62	5,44
Bosque Mediterráneo	Urbano continuo	-0,34	0,86	6,80
Bosque Mediterráneo	Agricultura	-0,34	0,83	6,63

**Tabla 6.6 Impacto de restauración,  $D_{res}$ , para diferentes usos del suelo según (Köllner, 2000)**

		$EDP_{ini}$	$EDP_{fin}$	$D_{res}$
Agricultura	Bosque Mediterráneo	0.83	-0.34	69
Urbano continuo	Bosque Mediterráneo	0.86	-0.34	73,7
Urbano discontinuo	Bosque Mediterráneo	0.62	-0.34	39,7

#### 6.4.2 Método *PHF* (Cowell 1998)

El indicador *PHF* (Cowell 1998) se aplicó a escala regional (España) obteniéndose un valor igual a 0,53 mientras que en el ámbito global se obtuvo un valor de 0,71. Se trata por tanto, de un paisaje degradado más a un nivel global que regional. Los respectivos índices 1, 2, 3 y 4 propuestos por Cowell (1998) en la ecuación (6.26) son 0,000016, 0,06, 0,03 y 0,55 en el ámbito global y 0,001, 0,14, 0,32 y 0,92 a escala regional (tabla 6.7).



**Tabla 6.7 Resultados de aplicar PHF a escala regional y global para el área de invernaderos considerada a partir de Cowell (1998)**

	<i>PHF</i>	$A_e/A_{max}$	$R_e/R_{max}$	$S_e/S_{max}$	$NPP_e/NPP_{max}$
Escala regional	0,53	0,001	0,14	0,32	0,92
Escala global	0,71	0,000016	0,06	0,03	0,55

### 6.4.3 Método LCAGAPS (Weidema y col. 2001)

La tabla 6.8 muestra los resultados de aplicar la ecuación (6.4) de Weidema y col. (2001) para el cálculo del impacto de ocupación e impactos permanentes de los ecosistemas. Como valor de  $Q_{pot, productividad}$  se ha tomado  $540 \text{ g Cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$  propuesto por Dobben y col. (1998) para la latitud  $40^\circ$  y altitud inferior a 1000 m.  $Q_{pot, bio}$  es 134,6 calculado a partir de la ecuación (6.27). Los resultados reflejan un impacto menor en la actividad de invernaderos para el indicador de productividad. Impactos en biodiversidad son iguales porque para estos autores ambas actividades significan un anulación del área potencial original.

**Tabla 6.8 Cálculo de los impactos de ocupación. Comparación área de invernaderos y la misma área ocupada por asentamiento urbano, Weidema y Lindeijer (2001)**

	productividad			biodiversidad		
	actividad	restauración	unidades	actividad	restauración	unidades
Área	5.670.000	5.670.000	m <sup>2</sup>	5.670.000	5.670.000	m <sup>2</sup>
tiempo (act,rest)	1	70	años	1	420	años
$Q_{pot}$	540	540	$\text{g Cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$	134,6	134,6	
$Q_{act, invernaderos}$	425	425	$\text{g Cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$	0	0	
$Q_{act, urbanización}$	100	100	$\text{g Cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$	0	0	
<i>pendiente</i>	1	2		1	2	
$I_{oc invernadero}$		2,37E+07	kg C		1,61E+11	Qbio-wgtm <sup>2</sup> año
$I_{oc urbanización}$		8,98E+07	kg C		1,61E+11	Qbio-wgtm <sup>2</sup> año

Estos valores pueden ser referenciados y expresados como número de personas equivalentes afectadas por el impacto. En el caso de la productividad se tomará como valor de referencia la producción global anual del planeta calculada como  $9.800 \cdot 10^{12} \text{ gr C}$  (Weidema y Lindeijer 2001). Dividido por la población mundial  $5.6 \cdot 10^9$  personas. Esto da un valor de  $1750 \text{ kg C persona}^{-1} \text{ año}^{-1}$ .

El terreno ocupado por invernaderos en el Maresme representa un impacto sobre la productividad del ecosistema equivalente a  $1,34 \cdot 10^6$  personas afectadas. Este mismo espacio ocupado por asentamiento urbano equivaldría a un impacto de  $5,13 \cdot 10^6$  personas, lo que significa

que el impacto producido por la urbanización sobre la productividad del ecosistema es 3,8 veces más alto.

El impacto de biodiversidad se referenciará en función del impacto total de la biodiversidad evaluado como  $21.000 \cdot 10^{12} Q_{bio} \cdot m^2 \cdot \text{año}$  (Weidema y Lindeijer 2001) dividido por la población mundial  $5,6 \cdot 10^9$  personas, siendo por tanto el valor de referencia  $3,8 \cdot 10^6 Q_{bio} \cdot m^2 \cdot \text{año} \cdot \text{persona}^{-1}$ . Aplicando este valor obtendremos el impacto en la biodiversidad, tanto para el asentamiento de invernaderos como en el caso de la urbanización tiene un valor equivalente a 4.200 personas afectadas, lo que representa un impacto menor en relación con los producidos debido a la productividad del ecosistema

### 6.5 DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos se puede argumentar que el índice propuesto en Weidema y Lindeijer (2001) permite una primera aproximación para la evaluación del impacto producido por diferentes actividades sobre el uso del suelo, especialmente por lo que afecta a la productividad. Sin embargo, esta aproximación es excesivamente general tanto desde un punto de vista geográfico, clasificaciones regionales en función de la latitud y altitud que abarcan territorios variados, como desde un punto de vista de los diferentes usos del suelo. La utilización de este índice no permite analizar la influencia que sobre el uso del suelo pueden tener las diferentes actividades humanas.

Una posible argumentación a favor es que los cambios que se producen en áreas colonizadas son irrelevantes respecto a lo que representa el cambio u ocupación con relación a la situación original del paisaje (Lindeijer y col. 2002). Desde este punto de vista, el área geográfica objeto de este trabajo apenas tiene espacios naturales, se consideraría como tal el espacio protegido por el PEIN 19% de la superficie total de la comarca del Maresme. Por tanto parece importante estudiar la influencia que las diferentes actividades que se realizan tienen sobre la región. Si se pretende valorar el impacto que diferentes actividades agrarias, urbanas, industriales pueden tener sobre el suelo deberán determinarse indicadores que evalúen esta especificidad.

La generalización del impacto sobre el uso del suelo de las diferentes actividades es todavía mayor cuando se trata de evaluar la influencia sobre la biodiversidad mediante el índice de Weidema y Lindeijer (2001). En este sentido mediante el índice propuesto por Köllner (2001) se pueden especificar los cambios que se producen en la densidad de las especies para cada tipo de ecosistema o uso del suelo basándose en un área de referencia. En este trabajo se han realizado los cálculos con dos posibles referencias: 1) el ecosistema natural dominante propio de la zona, en línea con la propuesta de Weidema y Lindeijer 2001, considerándose como tal el que presenta un valor

máximo de especies, es decir, el espacio protegido por el PEIN que corresponde al bosque típicamente Mediterráneo en la clasificación CORINE tipo 3.1.3.1 (Mixed broad-leafed). O bien el número de especies medio actual de la región, Maresme, en sintonía con Köllner (2001) que toma como referencia la media del número de especies de una región del Nordeste de Suiza con diferentes usos del suelo. En el primer caso las diferencias entre los diversos usos del suelo quedan más diluidas, puesto que la diferencia es más grande respecto al bosque que a la región. Parece pues que si lo que nos interesa es la comparación entre diferentes usos del suelo, sería más aconsejable tomar como referencia un valor regional. Este nos dará una idea más aproximada del impacto que diferentes actividades ejercen sobre dicha región. Esta aproximación es, sin embargo, más compleja en su aplicación puesto que implica conocer el número de especies por región. Mientras que el número de especies por ecosistemas es una información más fácil de obtener.

En este trabajo se ha utilizado el número de especies contabilizadas por Köllner (2001) para las diferentes actividades. El valor obtenido por este autor en agricultura integrada es menor que en agricultura intensiva, el valor viene dado por un mayor control de malas hierbas pero en contraste habrá una mayor población de insectos que no queda reflejada. Aunque existe un acuerdo en que las plantas vasculares son un buen índice para la medida de la biodiversidad, se alberga la duda si en los casos de agricultura orgánica e integrada, la población de insectos no se verá más alterada que la de especies vasculares en sí.

Sería interesante contrastar los valores de diferentes actividades a partir de la información existente en el banco de datos de biodiversidad y el mapa de usos del suelo de Catalunya. Algo semejante podría hacerse para España o algunas zonas, donde existe igualmente un banco de datos de biodiversidad por provincias.

En cuanto al cálculo de los impactos de restauración existe una discrepancia entre autores puesto que Köllner ha considerado 50 años y en Weidema y Lindeijer 70 años. Sería conveniente consensuar los valores de referencia.

El método Köllner establece diferencias entre los impactos locales y regionales del uso del suelo. En el método original, la escala local se refiere al área específica sobre la que se realiza la actividad estudiada. La escala regional resulta un índice difícil de aplicar fuera del territorio Suizo puesto que los datos históricos corresponden a esta región. Asimismo, existe cierta polémica en cuanto a la inclusión de un indicador regional. Algunos autores (Lindeijer y col., 2002) no lo consideran necesario, mientras que Köllner defiende la influencia que a escala regional tienen los impactos locales de uso del suelo.

La argumentación de Köllner apunta a que el daño ambiental producido por una actividad en un área o región donde queda poca superficie natural es mayor que la que se produce en áreas con

grandes espacios naturales. Sin embargo, la tesis contraria de que en un paisaje degradado no tiene tanta importancia una actividad más, también puede ser argumentada a favor y contra. Deberían establecerse unos criterios comunes que probablemente sobrepasan el ámbito ambiental. En este sentido la adaptación que se realizó del índice de Cowell para una aplicación más paisajística evaluaría esta segunda opción, hay que preservar al máximo los paisajes más vírgenes. Su índice favorece ecosistemas pequeños, ecosistemas con mayor número de especies y especies en extinción y con una productividad más alta. En todo caso, el índice de esta autora puede dar una visión más objetiva de la degradación del paisaje y su interés por conservarlo pese a la mayor ponderación que realiza sobre la biodiversidad. En este trabajo se ha adaptado ecosistema a región. Esta adaptación de área de la región a área de ecosistema permite evaluar aquella desde un punto de vista de degradación y su interés por tanto en conservarla o recuperarla.

Aunque el índice *PHF* está pensado para evaluar un ecosistema en concreto, en este caso se aplica a un área, el Maresme, se ha observado que puede ser una buena alternativa para la evaluación de una región al propuesto por Köllner.

En el método de Weidema se ha procedido a la normalización de los resultados no así en el de Köllner. Este último autor, en su tesis, procede a la agregación del impacto de ocupación y transformación, pero no proporciona valores de referencia.

La investigación futura también debería pasar por la inclusión de otros índices de medida de la calidad, de entre los cuales se destacaría como prioritarios índices de erosión y salinización especialmente en el área Mediterránea.

## 6.6 CONCLUSIONES

La gran preocupación en el análisis del uso del suelo hace referencia a los indicadores que deben usarse para describir los impactos sobre el uso del suelo. Las metodologías presentadas resuelven el problema parcialmente y se hallan fuertemente condicionadas por la disponibilidad de datos. En el caso de Catalunya existe suficiente información para proceder a aplicar índices de biodiversidad.

En cuanto a los resultados se ha comparado uso del suelo agrícola en cultivo intensivo con uso agrícola en cultivo integrado. Al nivel de plantas vasculares se observan muy pocas diferencias en cuanto a la ocupación del suelo. La comparación mediante este indicador entre uso agrícola y urbanización discontinua es más favorable a esta segunda desde un punto de vista de biodiversidad.

El *PHF* propuesto por Cowell (1998) con algunas adaptaciones ha resultado fácil de aplicar y se cree da una información rigurosa, especialmente por lo que respecta a comparación de

habitats, y su necesidad de preservación. La consideración como área de ecosistema la correspondiente a la de la región estudiada, en este caso el Maresme, permite evaluar su grado de degradación en relación con el ámbito nacional y a escala global.

Los índices propuestos por Weidema y Lindeijer han resultado excesivamente generales tanto en los datos de partida como en los resultados. Su aplicación puede resultar útil para la comparación de importantes diferencias entre ecosistemas o actividades muy diferentes, e.g bosque tropical y bosque caduco; sin embargo resulta poco apropiado en la comparación de actividades similares, e.g diferentes prácticas agrícolas en áreas similares.

El índice de Köllner resulta interesante para el cálculo del impacto que tiene la actividad sobre la biodiversidad, el índice a escala regional resulta difícil de aplicar y no exento de polémica.

Se propone como marco general el índice propuesto por Weidema y Lindeijer (2001) corrigiendo el índice de biodiversidad de Köllner en su vertiente de impacto local. Sería interesante el contraste futuro con el cálculo de coeficientes detallados para diferentes actividades y ecosistemas siguiendo el criterio del método de Köllner para Catalunya y España.

## 6.7 LISTA DE SÍMBOLOS

<i>a</i> : coeficiente de riqueza de especies, adimensional	(ec. 6.18, 6.19)
<i>A</i> : área ocupada, m <sup>2</sup>	(ec. 6.1, 6.2, 6.3, 6.4, 6.5, 6.6, 6.7, 6.8, 6.9, 6.10, 6.11, 6.12, 6.13, 6.14, 6.15, 6.18, 6.19, 6.22, 6.24, 6.25, 6.26, 6.27)
<i>b</i> : coeficiente de acumulación de especies, adimensional	(ec. 6.18, 6.19, 6.24, 6.25)
<i>D</i> : impacto producido por el uso del suelo, m <sup>2</sup> ·año	(ec. 6.14, 6.15)
<i>EDP</i> : impacto potencial sobre el ecosistema, adimensional	(ec. 6.14, 6.15, 6.16, 6.17)
<i>EQ</i> : impacto sobre la calidad del ecosistema, m <sup>2</sup> ·año	(ec. 6.1, 6.2, 6.22, 6.24, 6.25)
<i>I<sub>occ</sub></i> : Impacto de ocupación, kg C en productividad o pond.·m <sup>2</sup> ·año en biodiversidad	(ec. 6.4)
<i>IS</i> : indicador del impacto del uso del suelo, unidades dependen del método	(ec. 6.3, 6.6)
<i>LI</i> el área relativa de uso del suelo de baja intensidad, m <sup>2</sup>	(ec. 6.20)
<i>N</i> : valor de la naturaleza, Ton·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup> or gC·m <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>	(ec. 6.6)
<i>NPP</i> : producción de biomasa neta, Ton·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup> or gC·m <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>	(ec. 6.5, 6.7, 6.8, 6.26)
<i>PDF</i> : fracción de potencial de desaparición de plantas vasculares, adimensional	(ec. 6.22, 6.23, 6.24, 6.25)
<i>PHF</i> : factor de hábitat físico	(ec. 6.26)
<i>Q</i> : indicador de calidad, unidades de calidad dependientes del método	(ec. 6.1, 6.2, 6.4, 6.27)
<i>RS</i> : número de especies raras,	(ec. 6.26)
<i>s</i> : factor de pendiente, adimensional	(ec. 6.4)
<i>S</i> : diversidad de especies	(ec. 6.9, 6.12, 6.13, 6.16, 6.17, 6.18, 6.19, 6.20, 6.21, 6.23, 6.26, 6.28, 6.29)
<i>SPEP</i> : efecto potencial sobre la reserva de especies regional, adimensional	(ec. 6.20)
<i>SR</i> : riqueza de especies, n <sup>o</sup> ·m <sup>-2</sup>	(ec. 6.27)
<i>t</i> : tiempo, años	(ec. 6.1, 6.4, 6.5, 6.8, 6.9, 6.11, 6.14, 6.15, 6.22, 6.24, 6.25)
<i>α</i> : constante utilizada para el cálculo de la diversidad de especies por m <sup>2</sup>	(ec. 6.10, 6.11, 6.12, 6.13)

### Subíndices

*act*: actividad

*bio*: biodiversidad

*e*: ecosistema

*exi*: ecosistema considerado

*fin*: final

*i*: actividad

*ini*: inicio

*loc*: local

*lost*: perdidas

*max*: máximo

*oc*: ocupación

*pot*: potencial

*rec*: tiempo de recuperación

*ref*: referencia

*reg*: regional

*rest*: restauración

*std*: normalizado

*tr*: transformación

*uso*: uso