



Juny 2012

Estudi preliminar per la creació d'una nova categoria d'impacte ambiental dins el marc de l'ACV: la dimensió natural del paisatge

Anna Petit Boix

Llicenciatura de Ciències Ambientals
Projecte de Fi de Carrera

Directors del projecte:

Julia Martínez Blanco, MSc en Estudis Ambientals

Jordi Oliver i Solà, Dr. en Ciències Ambientals

Joan Rieradevall Pons, Dr. en Ciències Químiques

UAB

Universitat Autònoma
de Barcelona

A l'avi. Siguis on siguis,
sàpigues que ho he aconseguit.

“Time to admit it, a man’s got a limit...”
(*Jones, D.; Fletcher, T.*)

“Ever charming, ever new,
when will the landscape tire the view?”
(*John Dyer, poeta britànic*)

*Aquest projecte ha estat imprès de forma sostenible, fent un ús adequat de les tintes,
amb impressió a doble cara i amb paper provinent de boscos ecològics.*

AGRAÏMENTS

M'és impossible començar sense donar les gràcies als meus pares i als meus avis per tot el que han fet per mi durant tots aquests anys, per resistir totes les hores que he dedicat a estudiar. Gràcies a la meva mare per haver-me estat sempre recolzant, per empènyer-me a tirar endavant, per totes les vegades que m'ha ajudat a no llençar la tovallola. Sé del cert que ara no seria aquí, acabant el projecte i la carrera.

Moltes gràcies a la MSc Julia Martínez, el Dr. Jordi Oliver i el Dr. Joan Rieradevall, per haver-me guiat durant tot aquest temps, per haver-me donat l'oportunitat de treballar amb ells i per haver confiat en mi, en les meves possibilitats.

Gràcies a l'equip de l'Observatori del Paisatge de Catalunya, especialment en Pere Sala, per rebre'm amb el projecte i per la seva disposició a ajudar-me en la recerca.

Gràcies a la Dra. Montserrat Núñez, per compartir la seva experiència en ACV, per oferir-me ajuda en la recerca de fonts i per la seva disposició a comentar les meves notes i millorar-les.

També vull agrair la col·laboració del CREAF, en especial la Dra. Àngela Ribas, per oferir-me els seus coneixements i opinions i enfocar determinats aspectes que jo sola no hagués pogut solucionar.

No vull acabar sense donar les gràcies al meu gran company, en David, amb qui he compartit l'experiència del projecte en el mateix grup, hem après junts al llarg d'aquests 4 anys (i encara queda) i ens hem ajudat mútuament quan pensàvem que no podríem amb tot.

A tots, i a qui m'hagi deixat també, moltes gràcies.

PRESENTACIÓ

En el present estudi s'analitza la dimensió natural del paisatge i la possibilitat que aquesta pugui ser inclosa en una futura nova categoria d'impacte ambiental dins l'Anàlisi de Cicle de Vida (ACV). Al final del treball es presenta una primera proposta de com s'hauria de definir un índex de paisatge.

És per aquest motiu que es començarà amb una cerca sobre temes de paisatge, indicadors ambientals i ACV, per poder detectar quins són els requeriments principals per dur a terme aquesta tasca.

6

Donat que l'ACV és un àmbit en desenvolupament continu, diferents autors proposen potencials categories d'impacte ambiental noves. Aquestes s'analitzaran i s'observarà si hi ha propostes de paisatge, si aquest hi té alguna relació o si apareix de manera indirecta en alguna d'elles.

Per proposar un índex de paisatge caldrà plantejar una sèrie d'indicadors de paisatge que permetin caracteritzar-lo en la seva dimensió natural. Es recorrerà, per això, a diferents estudis per tal de detectar quins han estat més emprats al llarg dels anys i es desenvoluparan en detall aquells que presentin un major grau d'implantació.

Finalment, es presentarà una primera proposta de l'índex de paisatge, a partir del qual futures línies d'investigació en aquest camp podrien seguir avançant.

ÍNDEX DE CONTINGUTS

Agraïments	5
Presentació	6
1. INTRODUCCIÓ.....	11
1.1 El paisatge	13
1.1.1 La definició del paisatge.....	13
1.1.2 Aspectes a considerar en la caracterització del paisatge	14
1.1.3 El paisatge a Catalunya	15
1.2 Els indicadors ambientals	17
1.2.1 Definició d'indicador.....	17
1.2.2 Desenvolupament dels indicadors ambientals.....	17
1.2.3 Els indicadors ambientals: definició i tipus	18
1.3 L'Anàlisi de Cicle de Vida (ACV).....	21
1.3.1 Definició del concepte.....	21
1.3.2 Fases en l'Anàlisi de Cicle de Vida.....	22
1.3.3 Noves categories d'impacte ambiental.....	27
1.4 Justificació.....	29
1.5 Objectiu.....	30
2. METODOLOGIA.....	31
3. POTENCIALS NOVES CATEGORIES D'IMPACTE AMBIENTAL I RELACIÓ AMB EL PAISATGE	37
3.1 Usos del sòl	39
3.2 Biodiversitat.....	42
3.3 Aigua superficial	43
3.4 Propietats del sòl	45
3.5 Soroll.....	47
3.6 Relació amb el paisatge.....	48
4. PERSPECTIVA D'INDICADORS DE PAISATGE	49
4.1 Propostes d'indicadors de paisatge: un recull.....	51
4.2 Resultats de l'anàlisi.....	57
4.2.1 Comparativa regional.....	57
4.2.2 Indicadors d'elevada aplicació.....	58
4.3 Limitacions de l'anàlisi	59
5. DESENVOLUPAMENT DELS INDICADORS DE PAISATGE MÉS EMPRATS	61
5.1 Indicador 1. Usos del sòl	63
5.1.1 Mètodes de càlcul.....	63
5.1.1.1 Equacions més emprades	63
5.1.1.2 Eina de càlcul.....	64
5.1.1.3 Altres propostes.....	64
5.1.2 Bases de dades i mètodes de classificació	66
5.1.2.1 Les classificacions dels usos i cobertes del sòl	66
5.1.2.2 Bases de dades existents	67
5.1.2.3 Anàlisi de les bases de dades més rellevants	69
5.1.3 Diagnosi final de l'Indicador 1. Usos del sòl	70
5.2 Indicador 2. Riquesa/Diversitat paisatgística	72
5.2.1 Mètodes de càlcul: Riquesa	73
5.2.1.1 Riquesa de clapes	73

5.2.1.2 Índex de riquesa relativa i variants.....	73
5.2.2 Mètodes de càlcul: Diversitat.....	74
5.2.2.1 Índex de Diversitat de Shannon.....	74
5.2.2.2 Índex d'Equitabilitat (<i>Evenness</i>).....	74
5.2.2.3 Índex de Diversitat de Simpson.....	75
5.2.2.4 Altres mètodes.....	75
5.2.3 Anàlisi del mètode.....	76
5.2.4 Diagnosi final de l'Indicador 2. Riquesa/Diversitat paisatgística.....	77
5.3 Indicador 3. Fragmentació.....	79
5.3.1 Mètode de càlcul.....	80
5.3.1.1 Índex de dissecció del paisatge.....	80
5.3.1.2 Altres mètodes de càlcul.....	81
5.3.2 Anàlisi del mètode.....	82
5.3.3 Diagnosi final de l'Indicador 3. Fragmentació.....	83
5.4 Indicador 4. Connectivitat.....	85
5.4.1 Mètode de càlcul.....	85
5.4.1.1 Teoria de gràfics. Conceptes.....	86
5.4.1.2 L'índex gamma de connectivitat de xarxes.....	86
5.4.1.3 L'índex alfa de xarxa de circuits.....	87
5.4.2 Anàlisi del mètode.....	87
5.4.3 Diagnosi final de l'Indicador 4. Connectivitat.....	88
5.5 Indicador 5. Diversitat d'espècies.....	90
5.5.1 Mètode de càlcul.....	90
5.5.2 Fonts de dades.....	91
5.5.3 Anàlisi del mètode.....	91
5.5.4 Diagnosi final de l'Indicador 5. Riquesa d'espècies.....	93
5.6 Indicador 6. Densitat de carreteres.....	95
5.6.1 Mètode de càlcul.....	95
5.6.1.1 Fórmula de la densitat de carreteres.....	95
5.6.1.2 Índex de carreteres.....	95
5.6.2 Anàlisi del mètode.....	96
5.6.3 Diagnosi final de l'Indicador 6. Densitat de carreteres.....	97
5.7 Discussió de l'anàlisi.....	99
6. PROPOSTA D'UN ÍNDEX DE PAISATGE.....	103
6.1 Proposta 1. Índex bàsic de paisatge.....	105
6.1.1 Normalització dels resultats.....	105
6.1.2 Anàlisi dels signes i rangs de la fórmula.....	106
6.1.3 Aspectes crítics a revisar de la proposta.....	107
6.2 Proposta 2. Índex ponderat de paisatge.....	108
6.2.1 Aspectes crítics a revisar de la proposta.....	109
6.3 Discussió de l'anàlisi d'un futur índex de paisatge.....	109
7. CONCLUSIONS.....	113
8. REFERÈNCIES.....	119
9. ACRÒNIMS I PARAULES CLAU.....	128
9.1 Acrònims.....	128
9.2 Paraules clau.....	129
10. PRESSUPOST.....	130
11. IMPACTE AMBIENTAL DEL PROJECTE.....	130
12. PROGRAMARI.....	131

ÍNDIX DE TAULES

Taula 1.1	Exemple de les dimensions del paisatge del Penedès	13
Taula 1.2	Exemple dels aspectes que intervenen en el paisatge del Penedès	15
Taula 1.3	Categories d'impacte desenvolupades a cada metodologia	25
Taula 1.4	Models emprats per a la caracterització de cada categoria en CML 2002 ..	26
Taula 2.1	Model de fitxa d'indicador	36
Taula 3.1	Recull de possibles indicadors d'usos del sòl proposats	41
Taula 3.2	Classificació de les cobertes del sòl segons CORINE	41
Taula 3.3	Esquema de la metodologia d'ACV proposada per analitzar els impactes sobre la quantitat d'aigua.	45
Taula 3.4	Factors que afecten la qualitat i quantitat del sòl	46
Taula 4.1	Indicadors de paisatge proposats per organismes internacionals i nord-americans	52
Taula 4.2	Indicadors de paisatge proposats per organismes de la Unió Europea	53
Taula 4.3	Indicadors de paisatge proposats per diferents països europeus	54
Taula 4.4	Indicadors de paisatge proposats a l'Estat Espanyol	55
Taula 4.5	Grau d'aplicació dels indicadors	56
Taula 4.6	Nomenclatura emprada en els estudis per a l'indicador <i>Gestió forestal/agrícola</i>	60
Taula 5.1	Mètodes de classificació de cobertes i/o usos del sòl en les diferents bases de dades	68
Taula 5.2	Avantatges i inconvenients de les bases de dades CORINE i LUCAS	69
Taula 5.3	Fitxa explicativa de l'Indicador 1. Usos del sòl	71
Taula 5.4	Fitxa explicativa de l'Indicador 2. Diversitat paisatgística	78
Taula 5.5	Mètode de mesura de la fragmentació i relació amb cada estadi	81
Taula 5.6	Fitxa explicativa de l'Indicador 3. Fragmentació	84
Taula 5.7	Fitxa explicativa de l'Indicador 4. Connectivitat	89
Taula 5.8	Fitxa explicativa de l'Indicador 5. Riquesa d'espècies	94
Taula 5.9	Fitxa explicativa de l'Indicador 6. Densitat de carreteres	98
Taula 6.1	Grau d'aplicació dels indicadors i relació amb el grau d'importància	108
Taula 10.1	Pressupost	130
Taula 11.1	Impacte ambiental del projecte	130

ÍNDIX DE FIGURES

Figura 1.1	Diagrama de procediment de treball	11
Figura 1.2	Unitats del paisatge de Catalunya	16
Figura 1.3	Esquema de fases de l'ACV	22
Figura 1.4	Diagrama de procés simplificat de les fases d'anàlisi d'impacte fins a l'obtenció d'indicadors d'impacte	24
Figura 1.5	Relació esquemàtica de <i>Midpoints</i> i <i>Endpoints</i> en el marc de l'ACV	24
Figura 2.1	Diagrama de procediment	33
Figura 3.1	Cadena de causa-efecte respecte els usos del sòl	40
Figura 5.1	Categorització de l'indicador <i>Transformació del paisatge</i> segons l'OPC (amunt) i les CQC (abaix)	67
Figura 5.2	Representació del model matriu-clapa-corredor.	72
Figura 5.3	Passos en la fragmentació del paisatge	82
Figura 5.4	Exemple d'un gràfic o xarxa amb els concepte més rellevants	86
Figura 5.5	Interrelació entre els diferents indicadors	101
Figura 6.1	Funció de transformació per a la riquesa d'espècies	108

ÍNDIX DE FÓRMULES

(1) Proporció de Cobertes (P_x).....	63
(2) Proporció de Cobertes excloent fluxos d'aigua (P_x).....	63
(3) Proposta de fórmula de Proporció de Cobertes (P_x).....	64
(4) Canvi o evolució dels usos del sòl	65
(5) Índex de Riquesa de Clapes (PR)	73
(6) Índex de Riquesa Relativa (R)	73
(7) Índex de Margalef (R)	73
(8) Índex de Menhinick (PR)	73
(9) Índex de Diversitat de Shannon (H)	74
(10) Índex d'Equitabilitat o Índex d'Equitabilitat de Pielou ϵ	74
(11) Índex de Diversitat de Simpson (D)	75
(12) Índex de Dissecció del Paisatge (LDI)	80
(13) Grau de divisió del paisatge (D)	81
(14) Índex de ruptura (S)	81
(15) Mida de malla efectiva (m)	81
(16) Índex gamma de connectivitat de xarxes (γ)	86
(17) Índex alfa de xarxa de circuits (α)	87
(18) Riquesa d'espècies (R)	90
(19) Fórmula de la densitat de carreteres (ρ)	95
(20) Índex de carreteres	96
(21) Índex bàsic de paisatge (IP_b)	105
(22) Normalització de l'indicador	105
(23) Índex bàsic de paisatge (IP_b). Fórmula final	106
(24) Índex ponderat de paisatge (IP_p)	108

1. Introducció

1.1 El paisatge

1.2 Els indicadors ambientals

1.3 L'Anàlisi de Cicle de Vida

1.4 Justificació

1.5 Objectiu

El paisatge és un element natural, econòmic i social sobre el qual es produeixen transformacions i alteracions a causa, principalment, de l'acció antròpica. La producció de béns i serveis juga un paper important en el consum de recursos. Al llarg del cicle de vida d'aquests béns i serveis, algun dels elements que conformen el paisatge es pot veure afectat. És per això que seria necessari tenir-lo en compte a l'hora de valorar els impactes sobre el medi dins d'una eina com és l'Anàlisi de Cicle de Vida (ACV), per la qual cosa una sèrie d'indicadors s'haurien de desenvolupar per tal de poder analitzar i avaluar la seva evolució. El procés es pot veure reflectit a la Figura 1.1.

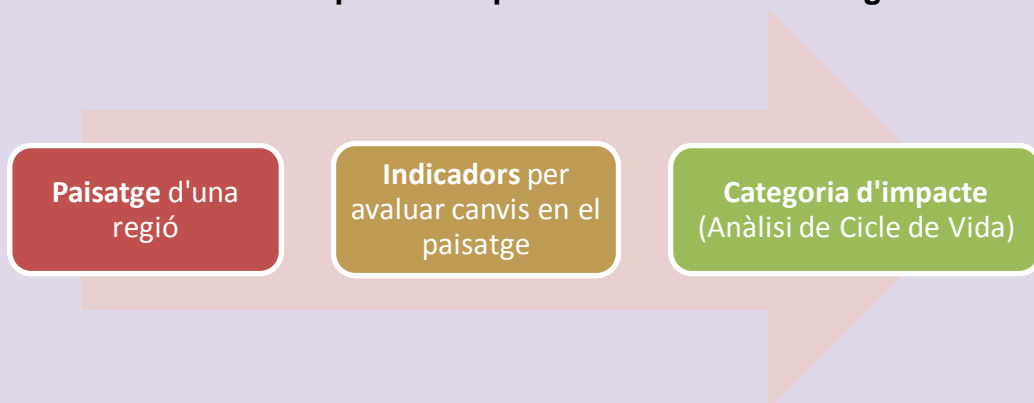


Figura 1.1 Diagrama de procediment de treball. *Font:* Elaboració pròpia

1.1 El paisatge

Cal revisar, en primer lloc, què és el que s'entén per paisatge i quins són els elements que el caracteritzen, introduint també el paisatge català, un dels punts de referència en aquest estudi.

1.1.1 La definició del paisatge

El terme “paisatge” és definit de forma vàlida i consensuada pel Conveni Europeu del Paisatge o de Florència (2000), com

“una part del territori, tal i com la percep la població local i els visitants, que evoluciona al llarg del temps com a resultat de l'acció de les forces naturals i els éssers humans”.

La caracterització del paisatge es pot distingir en tres grans dimensions (funcions) (Landscape Institute, 2002):

1. **Natural o ecològic.** És la primera idea que sorgeix en parlar de paisatge, és a dir, com un conjunt de plantes, animals, comunitats i ambients on la forma, les dimensions i la distància del terreny es consideren els elements estructurals més importants del paisatge.
2. **Econòmic.** El paisatge també és entès com a recurs, ja que és capaç de satisfer les necessitats humanes per obtenir-ne algun benefici.
3. **Sociocultural.** El paisatge té un vessant estètic i simbòlic, el qual és valorat per l'ésser humà de manera subjectiva. Així doncs, es definirà el paisatge com una part d'un territori tal i com la percep la població.

Es podrien exemplificar aquestes dimensions amb un paisatge prou característic de Catalunya com és el paisatge vitivinícola del Penedès (**Taula 1.1**):

Taula 1.1 Exemple de les dimensions del paisatge del Penedès. *Font:* Elaboració pròpia

DIMENSIÓ		
NATURAL O ECOLÒGICA	ECONÒMICA	SOCIOCULTURAL
Vegetació vinícola Vegetació dels marges Fauna agrícola Riquesa i diversitat de l'arbrat Fertilitat del sòl Xarxes de camins Construccions agrícoles Cursos d'aigua	Producció de vi i raïm Aprofitament de biomassa Enoturisme Preu del sòl	Tranquil·litat Bellesa del paisatge Tradició Murs de pedra seca Barraques Valor etnogràfic

Dins d'aquest conjunt de dimensions, l'article 3.2 del Decret 120/2006 del Reglamento de Paisaje de la Comunidad Valenciana inclou addicionalment la dimensió *temporal* del paisatge, ja que les tres primeres dimensions no són estàtiques, sinó que evolucionen a curt, mig o llarg termini.

Donada la multidimensionalitat d'aquest terme, s'ha arribat a parlar de l'*ecoscape*, el qual es considera una imatge multidimensional amb base ecològica on hi conflueixen el paisatge geogràfic, els organismes vius, el metabolisme econòmic, l'organització social i el patrimoni cultural (Wang *et al.*, 2011). La multidisciplinarietat d'aquest terme es fa palesa comparant les mentalitats ambientals dels diferents sectors: pels economistes són recursos, els geògrafs l'anomenen paisatge, pels biòlegs és l'hàbitat d'organismes vius, mentre que pels historiadors és una sèrie d'elements temporals. Els ambientòlegs integren els aspectes home, entorn i paisatge com un ecosistema.

D'acord amb la definició del Conveni de Florència, el mateix Observatori del Paisatge de Catalunya (OPC)(2009) presenta una nova definició del terme paisatge i que engloba tots els factors esmentats segons la qual el paisatge és

“una àrea, tal com la percep la població, el caràcter de la qual és el resultat de la interacció dinàmica de factors naturals (com el relleu, la hidrologia, la flora o la fauna) i humans (com les activitats econòmiques o el patrimoni històric)”.

Aquesta definició és més concreta en la definició dels factors naturals i humans.

1.1.2 Aspectes a considerar en la caracterització del paisatge

Per tal d'avaluar el paisatge, cal tenir en compte una sèrie d'aspectes que intervenen en la seva definició (OPC, 2009):

1. **Elements:** Són les “peces” que donen lloc al paisatge, com ara els boscos, llacs, edificis, etc.
2. **Característiques:** Són contribucions concretes dels elements d'una zona i que es poden percebre fàcilment, com ara la tranquil·litat.
3. **Caràcter:** És un patró d'elements que es desenvolupa en un paisatge determinat i és la manera com les persones perceben el paisatge. És el factor principal que defineix la identitat d'un paisatge. Es pot tractar de combinacions entre accidents geogràfics, sòls, vegetació, assentaments, etc.

Seguint amb el cas del paisatge del Penedès, es podrien definir els conceptes anteriors tal i com es mostra a la **Taula 1.2**.

Taula 1.2 Exemple dels aspectes que intervenen en el paisatge del Penedès. *Font.* Elaboració pròpia

DIMENSIÓ		
ELEMENTS	CARACTERÍSTIQUES	CARÀCTER
Vinyes Bosc Masies Camins	Tranquil·litat Ruralitat	Paisatge agrovinitícola mediterrani

1.1.3 El paisatge a Catalunya

Catalunya es pot considerar una regió rica pel que fa a paisatge. Segons el mapa de paisatges elaborat per l'OPC (2009), existeixen 135 paisatges diferents, cadascun dels quals s'anomena *unitat de paisatge* (**Figura 1.2**). Aquestes provenen de les Cartes del Paisatge de Catalunya, les quals tenen com a funció detectar les dinàmiques paisatgístiques d'una regió, així com els impactes i riscos que presenten. S'entén pròpiament per *unitat de paisatge* "les porcions del territori amb una idiosincràsia paisatgística semblant" (OPC, 2009).

La caracterització de les diferents unitats del paisatge a les diferents regions de Catalunya s'ha dut a terme tenint en compte diferents elements i característiques (*Catàleg de paisatge de les Terres de Lleida*, 2008):

- Elements naturals i humans que constitueixen el paisatge
- Evolució històrica del paisatge
- Organització actual del paisatge
- Expressió artística del paisatge
- Dinàmica actual del paisatge
- Valors paisatgístics
- Principals rutes i punts d'observació i gaudi del paisatge
- Riscos i impactes
- Descripció de la possible evolució de la unitat del paisatge

El paisatge de Catalunya és un exemple de representació de la majoria dels paisatges existents a Europa en un territori força reduït.

Ja al 2005, l'OPC va presentar la idea que un sistema d'indicadors relacionats amb el paisatge seria una bona eina per tal de poder actuar en la seva conservació, estant a la disposició de les polítiques del paisatge i afavorint la millora de la seva qualitat. Així doncs, l'any 2009 es van proposar 10 indicadors de paisatge que es poden classificar segons les tres dimensions d'aquest (natural, econòmica i sociocultural).

L'existència d'aquesta institució a Catalunya fa possible que l'anàlisi i gestió del paisatge sigui possible i és una font de dades a la qual es podria recórrer en futurs estudis.

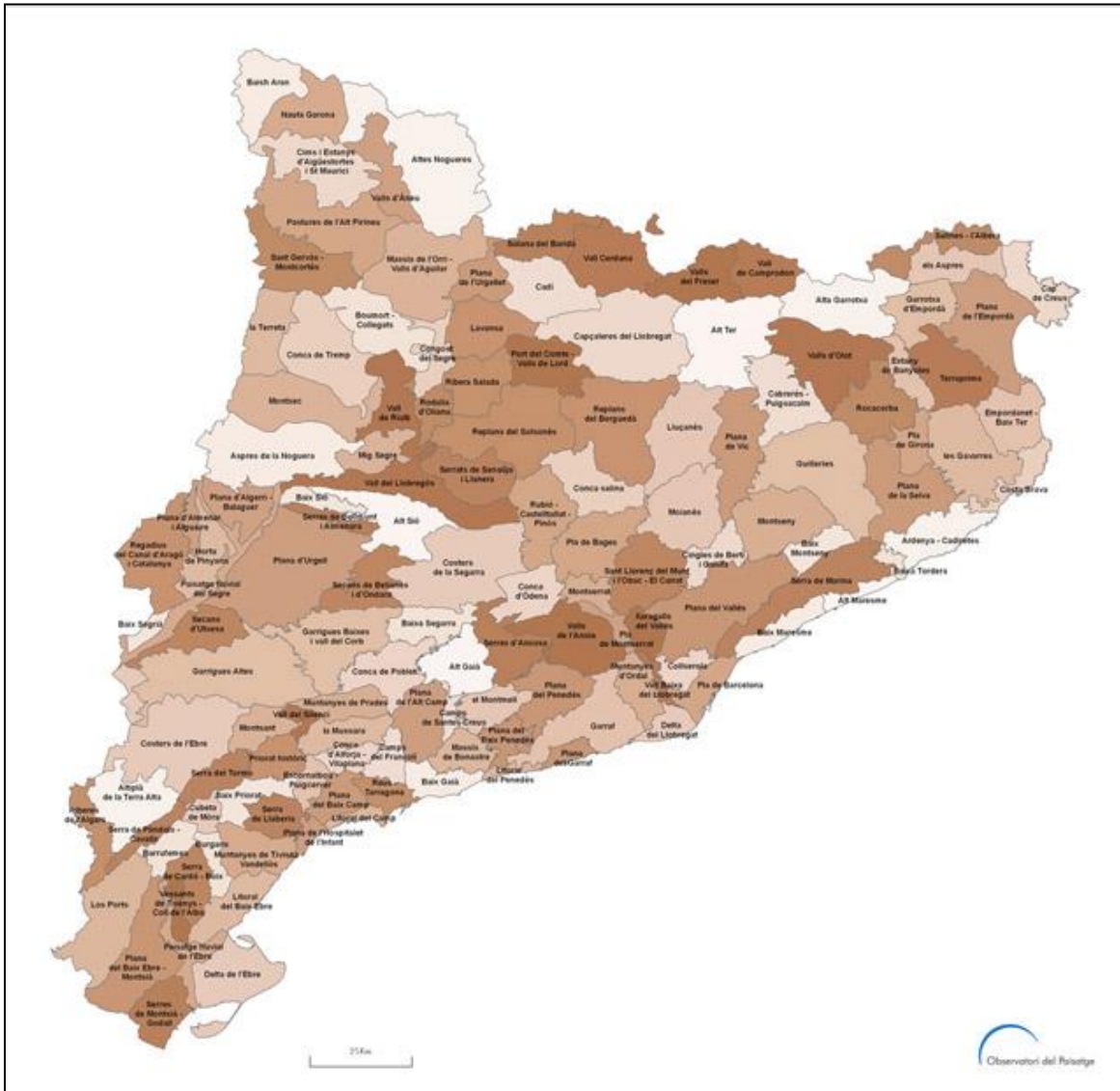


Figura 1.2 Unitats del paisatge de Catalunya. Font: OPC

1.2 Els indicadors ambientals

Un cop conegudes la definició i les característiques del paisatge, el següent pas serà conèixer què és un indicador, quines són les seves característiques i com es classifiquen. Si bé a la **Secció 1.1** s'ha parlat del paisatge de Catalunya, al final de la **Secció 1.2** es veuran els indicadors de paisatge proposats a Catalunya per l'OPC i la Diputació de Barcelona (DIBA).

1.2.1 Definició d'indicador

S'entén per indicador

“un paràmetre, una variable, una mesura, un valor, una fracció, una fracció comparant una quantitat amb una mesura científica o arbitrària escollida, un índex, un component d'un índex, una porció d'informació, una quantitat simple que deriva d'una variable i s'utilitza per reflectir un atribut, un model empíric de la realitat, un signe”
(Gallopín (2006)).

17

En l'àmbit del paisatge, doncs, un indicador pot ser útil per donar informació sobre l'estat en què es troben els diferents elements que conformen i defineixen un paisatge determinat.

1.2.2 Desenvolupament dels indicadors ambientals

La importància dels indicadors sorgeix de la Cimera de Río de 1992 (CNUMAD, 1992) i l'aparició del concepte de “Desenvolupament Sostenible”, el qual va ser definit com:

“un procés de canvi en el qual l'explotació dels recursos, la direcció de les inversions, l'orientació del desenvolupament tecnològic i el canvi institucional estan en harmonia i milloren el potencial actual i futur de satisfer les necessitats i aspiracions humanes” (*Our Common Future*, 1987).

Un dels resultats de la CNUMAD de 1992 va ser l'elaboració del Programa 21, el qual en el capítol 40 (apartats 6 i 7) presenta la necessitat que els països i organitzacions governamentals i no governamentals elaborin indicadors de sostenibilitat per tal d'afavorir la recollida de dades, garantir el desenvolupament sostenible i permetre l'accés a la informació en el moment en què es requereixi.

1.2.3 Els indicadors ambientals: definició i tipus

a. Definició d'indicador ambiental

L'Agència Europea de Medi Ambient (2011) defineix un indicador ambiental com:

“un paràmetre o valor derivat de paràmetres que descriuen l'estat del medi ambient i el seu impacte en l'ésser humà, els ecosistemes i els materials, les pressions sobre el medi, les forces motrius i les respostes que dirigeixen el sistema. Un indicador ha passat per un procés de selecció i/o agregació per tal de poder dirigir una acció.”

La Xarxa Europea d'Informació i Observació Ambiental (Eionet, 2011) presenta una definició en la qual també s'hi inclou la gestió que es fa del medi:

“un indicador ambiental és una mesura, estadística o valor que dóna una avaluació o prova aproximada dels efectes dels programes de gestió ambiental o de l'estat o condicions del medi ambient”

b. Característiques dels indicadors ambientals

Les característiques dels indicadors vénen definides per l'Organització per a la Cooperació i Desenvolupament Econòmic (OECD, 2003), de manera que aquests haurien de complir, idealment, els següents trets:

- han de ser **quantificables**,
- ser **mesurables de forma homogènia** al llarg del temps mostrant una tendència desitjada, per tal que es puguin comparar amb els objectius establerts. De vegades, la situació inicial és molt menys rellevant que la tendència observada, sobretot quan es pretén comparar el comportament de l'indicador en dos llocs diferents on les especificitats locals imposen situacions de partida distintes,
- ha de ser **representatiu** de l'aspecte que es vol mesurar,
- basar-se en dades **fàcils de recerchar**,
- de **baix cost** i
- la **interpretació** dels **resultats** ha de ser possible de forma **clara** i sense ambigüitats.

La funció i definició dels indicadors es pot veure reflectida, doncs, en un acrònim emprat en molts sectors com és **SMART** (*Specific, Measurable, Actionable, Relevance, Timely*) (Grupo Kaizen, 2011)

c. Funcions dels indicadors

D'altra banda, els indicadors compleixen una sèrie de funcions que donen sentit al seu ús:

1. Científiques

- Conèixer l'estat del medi
- Realitzar un seguiment dels efectes de les mesures d'actuació adoptades

2. Polítiques

- Ajudar a l'elaboració de polítiques ambientals i la fixació de prioritats, assenyalant factors clau que provoquen pressions sobre el medi.
- Avaluar el grau d'efectivitat de les decisions preses.

3. Informatives

- Facilitar informació objectiva i quantitativa sobre problemes ambientals, amb la finalitat que les autoritats responsables puguin valorar la seva gravetat.
- Facilitar informació als ciutadans de manera comprensible de l'estat del medi i dels resultats dels plans d'acció.
- Sensibilitzar l'opinió pública respecte els problemes ambientals

d. Limitacions dels indicadors

Tot i així també existeixen limitacions en l'ús dels indicadors, ja que:

- Sovint no informen de totes les variables presents en el procés. Poden oferir una **representació** esbiaixada i **simplista** de les condicions existents en un sistema i deixar d'indicar tendències o esdeveniments.
- **Selecció subjectiva**, prevalent uns aspectes en front d'altres.
- S'han de seleccionar després d'un **treball previ** de diagnòstic, un cop identificats els problemes i les seves causes.
- El **procés** de selecció, elaboració i seguiment és **complex**
- **No són**, ni han de ser, **l'única eina** per avaluar la qualitat ambiental d'un sistema. És necessari recórrer a mètodes com les auditories, diagnòstic...

e. Classificació dels indicadors ambientals

En funció de l'aplicació que es vulgui donar a l'indicador, existeixen diferents classificacions. Diferents organismes n'han elaborat al llarg dels anys i algunes d'elles són les que segueixen:

▪ Classificació de la Organització per la Cooperació i el Desenvolupament Econòmic (OECD)

Aquest organisme ha desenvolupat el model PER (Pressió-Estat-Resposta), que considera que les activitats humanes exerceixen pressions sobre el medi ambient i afecten la seva qualitat i la quantitat de recursos naturals ("estat"), fet al qual la societat respon mitjançant polítiques econòmiques, sectorials i ambientals i amb canvis en el comportament ("resposta social").

Així doncs, és important en aquest model la relació causa-efecte. Es distingeixen, doncs, tres indicadors ("OECD Environmental indicators", 2003):

- **Pressió ambiental:** descriu les pressions exercides per l'ésser humà. Aquest factor es troba estretament lligat als patrons de producció i consum i pot ser emprat per tal d'observar l'evolució de les activitats econòmiques en relació amb el medi.
- **Condicions ambientals (estat):** relacionades amb la qualitat del medi i la qualitat i quantitat de recursos existents
- **Resposta social:** grau en què la societat respon a un problema ambiental, ja sigui individualment o col·lectiva.

▪ Classificació de l'Agència Europea de Medi Ambient (EEA)

Dins del marc dels indicadors desenvolupats per l'OCDE, l'EEA classifica els indicadors en 4 tipologies diferents ("Environmental indicators: Typology and overview", 1999):

- **Indicadors descriptius:** descriuen la situació actual del medi. (*Què passa actualment al medi?*)
- **Indicadors d'actuació:** comparen la situació actual amb una situació de referència i mesuren quina és la distància entre el punt actual i l'ideal, pel que fa, per exemple, als nivells de sostenibilitat i les polítiques i objectius internacionals. (*Ens importa?*)
- **Indicadors d'eficiència:** permeten observar la relació causal entre l'estat del medi ambient i les pressions exercides per les activitats humanes, principalment en la producció i els processos que es duen a terme. Es parla, doncs, d'eficiència pel que fa als recursos emprats o les emissions de contaminants. (*Estem millorant?*)
- **Indicadors de benestar global:** es tracta d'una mesura total de la sostenibilitat assolida. (*Estem millor ara que abans?*)

▪ **Classificació de la DIBA**

D'altra banda, els indicadors més característics són els que reben el nom de Model-Flux-Qualitat, els quals són especialment emprats en la gestió sostenible dels municipis i que van ser desenvolupats per l'EEA (DIBA, 2000).

- **Indicadors de Model:** Avaluen el funcionament d'un municipi i els processos que hi incideixen a partir de l'anàlisi de les seves característiques i l'afecció sobre el desenvolupament sostenible. Alguns dels indicadors que es poden destacar són el mosaic territorial, l'ocupació de sòl, la protecció d'espais naturals, etc.
- **Indicadors de Flux:** Avaluen les entrades i sortides de matèria i energia dins del sistema urbà, les quals deriven de la producció de béns i serveis. Així doncs, es tenen en compte indicadors de consum i d'emissió de contaminants, enfocant el funcionament del sistema cap a l'eficiència.
- **Indicadors de Qualitat:** Informen sobre l'estat del medi i la seva evolució en l'espai i el temps. Es veuen fortament influïts, doncs, pels canvis que es produeixen en els indicadors de flux i de model. Exemples d'indicadors d'aquest tipus són la concentració de contaminants atmosfèrics o la superfície forestal cremada en una regió.

1.3 L'Anàlisi de Cicle de Vida (ACV)

Tal i com es veurà a continuació, l'eina ACV requereix d'una sèrie d'indicadors ambientals per a la caracterització d'un impacte. Per aquest motiu, caldrà conèixer els requeriments implícits en aquesta eina per, posteriorment, poder plantejar els indicadors de paisatge que més s'hi avinguin.

1.3.1 Definició del concepte

L'Anàlisi de Cicle de Vida (ACV) és una eina internacional estandarditzada per les ISO 14040 a 14044 que és emprada per a l'avaluació dels fluxos d'entrada i sortida (energia, material, emissions, etc.) i dels seus potencials impactes al llarg del cicle de vida d'un producte, servei o procés (Ekvall i Finnveden, 2000). A partir d'aquesta anàlisi es permet millorar les actuacions ambientals en la producció i la presa de decisions i seleccionar els indicadors més rellevants, així com actuar com a eina de màrqueting. S'utilitza en la gestió ambiental integrada de productes (béns i serveis) (*ILCD Handbook*, 2010).

La SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry) defineix l'ACV com

“un procés **objectiu** per **avaluar les càrregues ambientals** associades a un **producte, procés o activitat**, identificant i quantificant tant **l'ús de matèria i energia com les emissions a l'entorn**, per determinar l'**impacte** d'aquest ús de recursos i aquestes emissions i per avaluar i dur a la pràctica **estratègies de millora ambiental**. L'estudi inclou el **cicle complet** del producte, procés o activitat, tenint en compte les **etapes** d'extracció i processament de matèries primeres, producció, transport i distribució, ús, reutilització i manteniment, reciclatge i disposició final”.

D'altra banda, l'UNE-EN ISO 14040 (1997) presenta una definició tal com

“l'ACV és una tècnica per **determinar els aspectes ambientals i impactes ambientals potencial** associats a un producte: compilant un **inventari** de les **entrades i sortides** rellevants del sistema; avaluant els **impactes ambientals potencials** associats a aquestes entrades i sortides, i **interpretant els resultats** de les fases d'inventari i impacte en relació als objectius de l'estudi”.

1.3.2 Fases en l'Anàlisi de Cicle de Vida

L'ACV consta de 4 fases interrelacionades entre elles, les quals es presenten a la **Figura 1.3**.

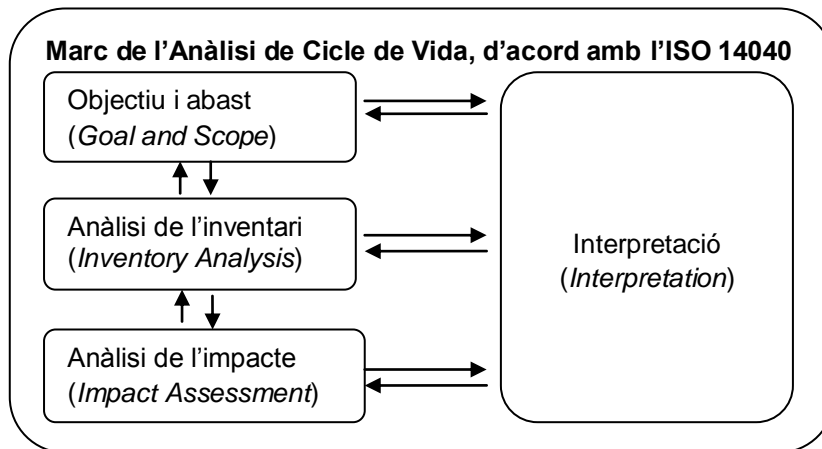


Figura 1.3 Esquema de fases de l'ACV. Font: ISO 14040

1. Objectiu i abast (Goal and Scope)

En aquesta primera fase es defineix quin és l'objectiu de l'anàlisi i a qui va destinat el mateix. Donat que un sistema pot arribar a implicar un gran nombre de subsistemes i fluxos, en aquesta etapa cal definir els seus límits, és a dir, quins aspectes es tindran en compte a l'hora d'avaluar una activitat i quins no. Això és el que s'anomena *límits del sistema*.

L'element més important és la definició de la **unitat funcional**, és a dir, el valor de referència emprat per expressar les entrades i sortides (*inputs* i *outputs*) derivades de la producció d'un bé o servei. Per exemple, es podria analitzar l'impacte derivat del cicle de vida de la pintura. Els resultats seran diferents si es considera com a unitat funcional 1 kg de pintura o si per contra es considera pintar un m² de paret. És per aquest motiu, que la seva selecció i definició són d'especial importància.

D'altra banda, també s'analitza l'existència de fenòmens d'assignació (*allocation*), ja que es generen conflictes en el repartiment dels impactes quan un procés multifuncional du a terme una o més funcions en el cicle de vida del producte que s'analitza i una funció o grup de funcions diferent en altres productes (Ekvall Finnveden, 2000).

En aquest punt, és també rellevant assegurar la qualitat dels resultats, és a dir, les dades han de ser consistents al llarg del sistema, usant sempre que sigui possible les mateixes fonts d'informació i unitats. Els mètodes també s'han d'aplicar de manera uniforme. Cal garantir, doncs, un elevat grau de consistència pel que fa als aspectes metodològics i de dades (*ILCD Handbook*, 2010).

A partir d'aquí, es poden definir dos tipus d'ACV (*ILCD Handbook*, 2010):

- Atribucional: analitza els impactes d'un producte o servei en un moment determinat.
- Conseqüencial: considera *inputs* i *outputs* que afecten una decisió. Es tracta de plantejar què és el que passaria en el futur si es canviés algun paràmetre.

2. Anàlisi de l'inventari (*Inventory Analysis*)

En aquesta etapa es quantifiquen els fluxos associats a un producte, servei o procés (materials, energia, residus, emissions, transport, etc.), tot referenciant-los per unitat funcional.

Existeixen, les dades primàries (*foreground data*) i les dades secundàries (*background data*) (*ILCD Handbook*, 2010)

Les dades primàries són aquelles que són específiques en un sistema d'estudi determinat. Descriuen el producte, procés o servei objecte d'anàlisi.

Les dades secundàries són genèriques, és a dir, es poden trobar a la literatura. Constitueixen una fase en la que hi ha desconexió dels valors concrets que pren una variable i cal emprar bases de dades o dades estadístiques per tal de poder donar un valor aproximat a la variable, per exemple, la mitjana en el consum energètic d'un sector per a una regió determinada.

3. Anàlisi de l'impacte (*Impact Assessment*)

En aquesta fase s'obtenen els valors d'impacte de cada un dels elements considerats, per exemple, les emissions de CO₂ equivalent. S'associen 4 passos en aquesta fase (*ILCD Handbook*, 2010):

a) Classificació

Cada tipus d'emissions, consums, etc., s'associen a una o més de les categories d'impacte definides per aquesta eina d'anàlisi. Existeixen diferents metodologies que contemplen uns grups o altres de categories d'impacte, tal i com és mostra a la **Taula 1.3**. Un cop escollides aquestes categories, els resultats de l'anàlisi s'han d'assignar a una d'elles.

b) Caracterització

Un cop feta la classificació, cal definir uns factors de caracterització, els quals han de reflectir la contribució relativa de cada resultat dins la categoria d'impacte

c) Normalització

En aquest pas, cal determinar la contribució del sistema a l'impacte ambiental total d'una regió per a cada categoria d'impacte. Hi ha diferents mètodes de determinació, però el més comú és dividir el valor d'impacte obtingut per un valor promig d'impacte per persona en la regió (i per cada categoria d'impacte).

d) Valuació

Per últim, cal obtenir una unitat única de puntuació de l'impacte, com ara l'ecoindicador. No obstant, s'han definit mètodes com ara les ecotaxes, costos de prevenció o impactes monetaris sobre la salut.

La **Figura 1.4** mostra un esquema tipus del procés que se segueix.

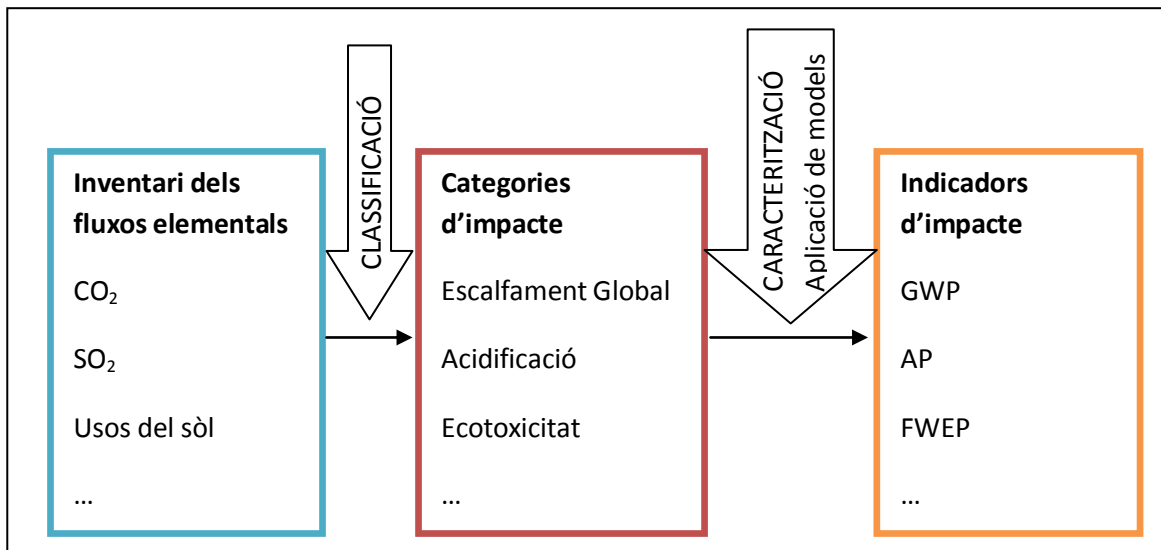


Figura 1.4 Diagrama de procés simplificat de les fases d'anàlisi d'impacte fins a l'obtenció d'indicadors d'impacte. *Font:* Adaptació de <http://grimstad.hia.no>

Es poden diferenciar també en aquesta etapa dos tipus d'indicadors (*ILCD Handbook*, 2010):

- **Endpoints:** referits al resultat final d'un mecanisme ambiental. Pot ser interpretat com un element que la societat vol protegir, com la salut humana, l'ecosistema o els recursos.
- **Midpoints:** són indicadors que es troben entre un mecanisme ambiental (*endpoints*) i un paràmetre definit (valor de l'inventari). (**Figura 1.5**)

Els endpoints presenten molta incertesa, però són més fàcils d'interpretar, ja que es troben més a prop dels efectes, i és més senzill prendre una decisió a partir d'ells. Les dades d'inventari són les que presenten més certesa, però és difícil establir una relació amb els efectes que tindran. Els midpoints es troben a mig camí d'incertesa i del mecanisme ambiental.

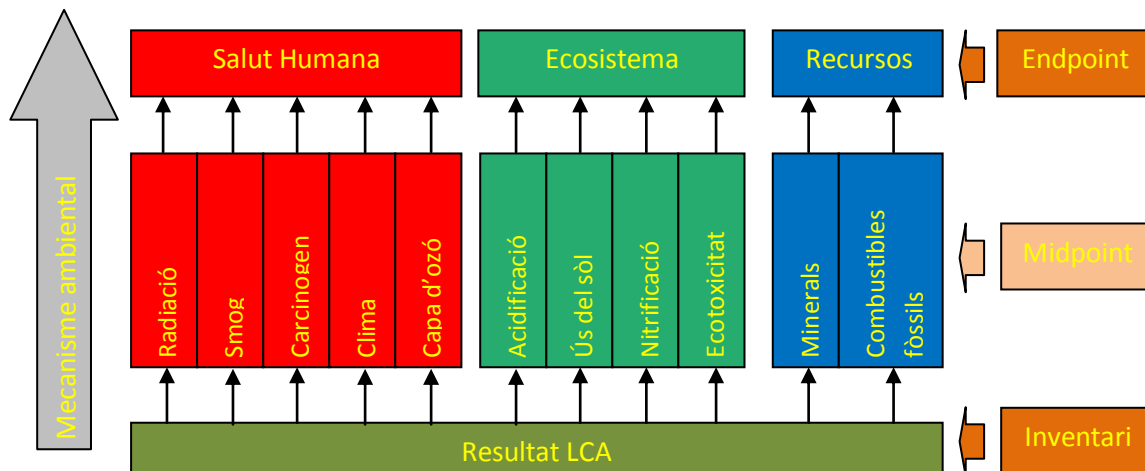


Figura 1.5 Relació esquemàtica de *Midpoints* i *Endpoints* en el marc de l'ACV. *Font:* *ILCD Handbook*, 2010

Taula 1.3 Categories d'impacte desenvolupades a cada metodologia*. Font: ILCD Handbook,2010.

	Canvi climàtic	Esgotament de l'ozó	Toxicitat humana	Formació d'ozó	Acidificació	Consum de recursos	Ecotoxicitat	Eutrofització terrestre	Eutrofització aquàtica	Respiració inorgànica	Usos del sòl	Radiació ionitzant	Altres
CML2002^a	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	
Eco-indicator 99^b	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	
EDIP 2003^c	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	Ambient de treball Soroll de trànsit
EPS 2000^d	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Impact 2002+^e	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	
LIME^f	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		Aire interior
LUCAS^g	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		
MEEuP^h	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
ReCiPeⁱ	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Swiss Ecoscarcity 07^j	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	Disrupció endocrina
TRACI^k	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			

*Algunes categories no han estat desenvolupades en profunditat i requereix més anàlisis

^a Center of Environmental Science of Leiden University (Països Baixos)

^{b,l} Països Baixos

^c Environmental Design of Industrial Products (Dinamarca)

^d Environmental Priority Strategies in Product Design (Suècia)

^{e,j} Suïssa

^f Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint Modeling (Japó)

^g LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context (Canadà)

^h Methodology for the Ecodesign of Energy-using Products (Països Baixos)

^k Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts (EEUU)

Les metodologies emprades per al càlcul dels factors de caracterització de cada una de les categories d'impacte presentades és diferent. A continuació se'n presenta un exemple amb el mètode de CML 2002 (Taula 1.4).

Taula 1.4 Models emprats per a la caracterització de cada categoria en CML 2002. *Font:* Adaptació de *ILCD Handbook*, 2010.

CATEGORIA	UNITATS	MODEL per al càlcul dels factors de caracterització
Canvi climàtic	kg CO ₂ eq	Houghton <i>et al</i> , 2001
Esgotament de l'ozó	kg CFC-11 eq	World Meteorological Organisation (WMO), 1992, 1995, 1999
Toxicitat Humana	kg 1,4-DCB-eq	Huijbregts, 1999, 2000
Creació d'ozó fotoquímic	kg etilè eq	Jenkins <i>et al</i> , 1998, 1999
Acidificació	kg SO ₂ eq	Huijbregts, 1999
Eutrofització terrestre	kg PO ₄ ²⁻ eq	Huijbregts <i>et al</i> , 1992
Eutrofització aquàtica	kg PO ₄ ²⁻ eq	Huijbregts <i>et al</i> , 1992
Ecotoxicitat	kg 1,4-DCB-eq	Huijbregts, 1999, 2000
Usos del sòl	m ² any	Gorrée <i>et al</i> , 2002
Consum de recursos	kg antimoni eq	Gorrée <i>et al</i> , 2002

Un cop escollit el mètode per a l'Anàlisi de l'Impacte, que portarà associats el conjunt de factors d'impacte, el càlcul específic de l'impacte serà el mateix per a tots els mètodes: classificació, caracterització (normalització i valoració, depenent del mètode- no tots els mètodes estan preparats per arribar al mateix nivell de l'anàlisi-).

A tall d'exemple, es podria plantejar un possible càlcul dels factors d'impacte pel que fa a l'indicador de Canvi Climàtic, d'acord al model de Houghton *et al* (2001), que és utilitzat al CML 2002. Si se suposa, per exemple, una emissió a l'atmosfera, prèviament mesurada, d'1 kg de diòxid de carboni, 2 kg diclorometà i 1,5 kg de òxid de dinitrogen, es podria calcular l'indicador mitjançant la fórmula:

$$\text{Canvi Climàtic} = \sum_i \text{GWP}_{a,i} \times m_i$$

on $\text{GWP}_{a,i}$ és el Potencial de Canvi Climàtic per una substància i integrat en a anys, i m_i és la quantitat de substància i emesa en kg.

Així doncs, i tenint en compte el GWP_{100} de cada substància (1, 9 i 310, respectivament) (Guinée *et al*, 2001), l'indicador resultant és:

$$\text{Canvi Climàtic} = 1 \text{ kg} \cdot 1 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/kg} + 2 \text{ kg} \cdot 9 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/kg} + 1,5 \text{ kg} \cdot 310 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/kg} = \mathbf{484 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}}$$

A part de les metodologies presentades a la **Taula 1.3**, existeix l'anomenada Ecosystem Damage Potential (EDP), la qual se centra exclusivament en caracteritzar els usos del sòl i la seva influència sobre els hàbitats. Es consideren que les espècies mòbils, com ara ocells o mamífers, donen suport a les funcions ecosistèmiques, ja que donen lloc a vincles entre els hàbitats del **paisatge** ("Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods", 2007).

4. Interpretació (Interpretation)

L'última fase consisteix en la representació i estudi dels resultats obtinguts, detectant-ne hotspots, comparant resultats i proposant recomanacions. S'elaboren diferents escenaris mitjançant els quals es poden observar els possibles impactes derivats del canvi de diferents variables del sistema. Es realitzen també anàlisis de sensibilitat de les consideracions que s'han pres al llarg de l'estudi.

1.3.3 Noves categories d'impacte ambiental

L'ACV és una eina en constant millora metodològica, especialment pel que fa al desenvolupament i reajustament dels mètodes d'avaluació d'impacte ambiental. Alguns dels temes que han presentat una major preocupació dins de la comunitat científica són els que es presenten en aquest apartat.

En primer lloc, hi ha una gran dificultat per part de l'usuari a l'hora de seleccionar les categories d'impacte (Reap *et al.*, 2008), fet que prové d'una manca d'estandardització en gran part de les categories que es troben en ACV (Udo de Haes *et al.*, 2002), de manera que és difícil establir una mètrica adequada per tal de poder recopilar les dades en un inventari.

S'ha discutit si determinades categories d'impacte, com ara l'erosió, haurien de formar part d'altres categories ja existents, com ara l'impacte sobre l'ús del sòl, o conformar per si mateixes una nova categoria (Jolliet *et al.*, 2004).

D'altra banda, existeixen vectors d'impacte que la majoria de vegades no es tenen en compte, ja sigui perquè no estan integrats als mètodes d'impactes més utilitzats i/o perquè l'obtenció de les dades d'inventari per a la seva correcta quantificació no és sempre possible. És per això que s'analitzen només ocasionalment o, fins i tot, no es tenen en compte (*ILCD Handbook*, 2010), com és el cas de l'ús del sòl, les alteracions sobre l'hàbitat i els impactes sobre la biodiversitat. En el cas que sí que s'incloguin, existeix una manca de dades (Finnveden, 2000) i no hi ha acord en el món científic sobre una metodologia per avaluar-les. Segons Finnveden, algunes de les categories que sí que es presenten en les metodologies actuals són, en canvi, poc rellevants en alguns casos, com ara l'esgotament de l'ozó estratosfèric, i són dependents del lloc. Existeixen, doncs, mancances en aquest aspecte.

A més, també hi ha diferències espacials (geologia, topografia, usos del sòl, grau de contaminació inicial, etc.), fet d'especial rellevància a l'hora de destacar la sensibilitat de cada regió, cosa que també es relaciona amb la unitat

d'aquesta, és a dir, els paràmetres que descriuen un lloc particular (Reap *et al.*, 2008). Aquest últim autor afirma que cada medi que es veu afectat, per exemple, per l'extracció de recursos o la contaminació, és únic en més o menys mesura. D'acord amb això, cada medi local és sensible únicament als estressos que hi tenen lloc, originats pel cicle de vida d'un producte determinat.

No obstant això, els models d'anàlisi d'impacte que s'empren en ACV acostumen a ser independents de l'espai i el temps, de manera que les condicions específiques d'una determinada regió no es tenen en compte quan s'avaluen els impactes ambientals d'un bé o servei. Es justifica aquest procediment pel fet que els models han de ser aplicables globalment, tot i que, donada la manca de consens esmentada anteriorment, sovint s'han de realitzar les anàlisis a escala continental o nacional (*ILCD Handbook*, 2010).

Per tant, la proposta de noves categories d'impacte ha d'anar acompanyada d'un nou replantejament de l'ACV on s'inclogui la segregació de determinats impactes que requereixen un tractament més exhaustiu o específic. Aquest seria el cas, doncs, del paisatge, els impactes del qual depenen de les condicions locals, de manera que la metodologia convencional independent del lloc no és prou acurada en aquest cas i cal incloure informació geoespacial tant als inventaris com a l'anàlisi d'impacte.

1.4 Justificació

El present estudi se centrarà en la proposta i desenvolupament de potencials indicadors d'impacte sobre el paisatge - tenint només en compte el vessant natural del paisatge- amb l'objectiu futur de desenvolupar una nova categoria d'impacte que integri els vessants naturals, econòmics i socioculturals. En aquest cas, s'acotarà en l'esmentada dimensió natural donat que existeix un gran nombre d'indicadors que permeten caracteritzar el paisatge i, d'aquesta manera, es podrà aprofundir en aquest aspecte.

El paisatge no ha estat prou considerat en el marc de l'ACV, només d'una forma parcial i indirecta. La importància de considerar-lo rau en les transformacions i impactes que hi tenen lloc com a conseqüència de les activitats humanes (per exemple l'extracció de recursos, ocupació de sòl, etc.) i que deriven del cicle de vida de diferents productes i serveis. És per això que aquestes transformacions haurien de poder ésser considerades dins l'ACV com a categoria d'impacte, per tal de poder quantificar i valorar les diferents transformacions que hi tenen lloc i millorar la petjada que els sistemes tenen sobre el valor natural, cultural i econòmic del territori, és a dir, sobre el paisatge.

El paisatge acull una gran varietat d'elements, la presència o no dels quals defineix les seves característiques i els canvis que s'hi duen a terme. Si bé la seva heterogeneïtat al llarg del territori és important, igual que ho és la distribució d'ecosistemes diferents, això no implica que la seva transformació sigui un fet positiu perquè doni lloc a més paisatges diversos, sinó tot el contrari. La seva conservació és necessària per tal de preservar la unitat d'una regió determinada.

D'altra banda, i vistes les tres dimensions del paisatge (natural, econòmic i sociocultural), en aquest estudi preliminar s'avaluaran indicadors que afectin la dimensió natural del paisatge, per tal de poder aprofundir en aquest vessant.

És un repte creixent en ACV incloure categories d'impacte que no siguin directament quantificables en inventaris, sinó que tinguin en compte altres elements més subjectius i de més difícil valoració, cosa que indica un aprofundiment en camps més complexos que requereixen una especial atenció. Tot i que el paisatge es classificava com a categoria de prioritat baixa (UNEP/SETAC, 2005), la Life Cycle Initiative presenta un interès creixent en la incorporació del paisatge en els estudis d'ACV, fet que es presentarà en una propera publicació d'aquesta institució.

1.5 Objectiu

Són quatre els principals objectius del projecte:

1. Recercar les propostes de noves categories d'impacte ambiental en ACV, o nous indicadors dins de categories ja existents, que s'han dut a terme en els últims anys, relacionades directa o indirectament amb el paisatge. Els objectius específics de la recerca són els següents:

- Identificar categories d'impacte o indicadors que presentin una relació directa o indirecta amb el paisatge
- Estudiar les categories d'impacte o indicadors seleccionats i descriure la seva metodologia.
- Determinar la utilitat d'aquestes categories d'impacte o indicadors per avaluar el paisatge

2. Seleccionar indicadors d'impacte sobre el paisatge, en la seva dimensió natural, que podrien ser útils a l'hora de crear una potencial nova categoria d'impacte ambiental adreçada al paisatge i dins del context de l'Anàlisi de Cicle de Vida. Els objectius específics de la recerca són els següents:

- Desenvolupar una àmplia recerca bibliogràfica sobre les propostes d'indicadors existents en l'actualitat per determinar l'estat del paisatge.
- Establir els criteris que han de complir dels indicadors per tal que la seva utilització en la nova categoria d'impacte sigui possible.

3. Establir relacions entre els indicadors de paisatge seleccionats en la dimensió natural i les darreres categories d'impacte proposades en ACV. Els objectius específics de la recerca són els següents:

- Comparar els indicadors existents i seleccionar-ne els més aptes i més emprats, tot observant si existeix relació amb les darreres propostes de categories d'impacte (identificades gràcies a l'**Objectiu 1**)
- Avaluar la importància de la regionalització, és a dir, l'adequació d'una categoria a una regió determinada.

4. Proposar un índex de paisatge en el seu vessant natural, que en un futur podria servir de guia per a la creació d'una categoria d'impacte ambiental.

2. Metodologia

A continuació es presentarà de manera detallada el procediment que s'ha seguit per tal de poder desenvolupar el projecte i assolir els objectius plantejats a la *Secció 1.5*.

Per assolir els objectius d'aquest projecte ha calgut dur a terme una intersecció entre 3 elements (ACV, paisatge i ús d'indicadors), per tal de poder seleccionar els indicadors de paisatge amb més potencial per poder ser emprats en l'elaboració d'una futura categoria d'impacte de paisatge (**Figura 2.1**).

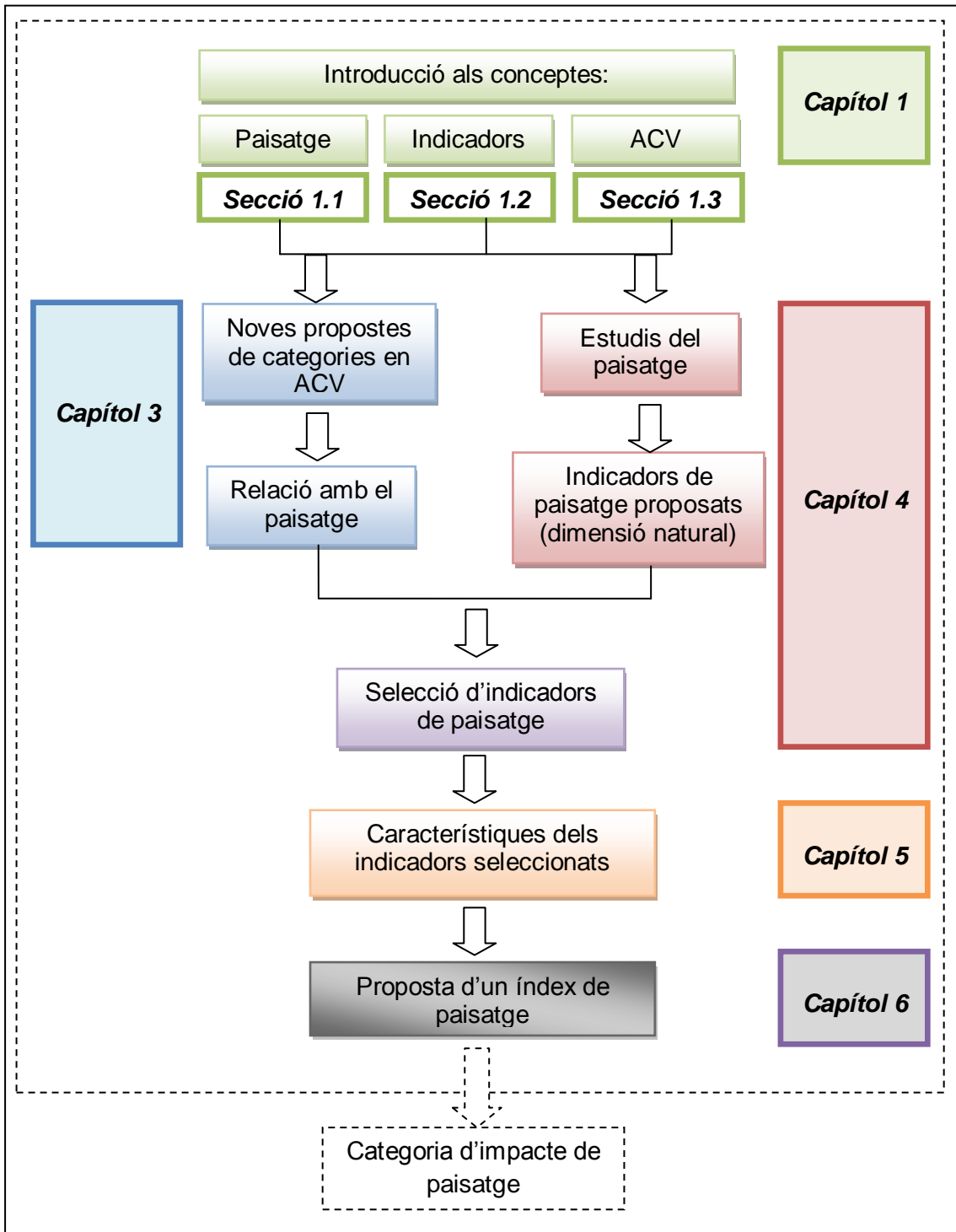


Figura 2.1 Diagrama de fases del projecte i límit de la recerca. *Font:* Elaboració pròpia

Introducció als conceptes d'estudi

Donada la diversitat d'elements que cal interrelacionar i la complexitat d'aquests, és necessària una recerca en profunditat sobre el paisatge (**Secció 1.1**), els indicadors ambientals (**Secció 1.2**) i ACV (**Secció 1.3**). La seva correcta definició és clau a l'hora de desenvolupar les següents etapes del projecte.

Per això, s'ha fet ús, en primer lloc, de publicacions referents al paisatge, donant especial rellevància als estudis desenvolupats per l'OPC. En el cas dels indicadors i els indicadors ambientals s'ha obtingut la informació tant d'organismes internacionals (com per exemple l'OECD o l'EEA) com de locals (com per exemple la DIBA).

Per últim, la informació referent a l'ACV ha estat disponible a partir de l'*ILCD Handbook* i publicacions relacionades amb ACV i categories d'impacte cercades en bases de dades, com ara l'*ISI Web of Knowledge*. A més, l'assistència a classes pràctiques sobre aquesta eina ha permès obtenir informació de detall i s'ha pogut observar de primera mà el funcionament de l'ACV.

Noves propostes de categories d'impacte en ACV

A partir de la definició del paisatge i havent determinat en què es caracteritza el seu vessant natural, es poden determinar quins són els aspectes del medi que conformen el paisatge. Mitjançant aquests, s'ha dut a terme la cerca de les publicacions internacionals més destacades que proposen una metodologia concreta per tal d'elaborar noves categories d'impacte, com ara els usos del sòl, la biodiversitat, l'aigua superficial o el soroll (**Capítol 3**).

Se n'ha realitzat un recull tot observant, quan ha estat possible, quins indicadors s'han emprat en cada procediment. A més, també s'ha parat especial atenció a l'existència d'una relació directa o indirecta d'aquestes categories amb el paisatge.

A tals efectes, s'han emprat les bases de dades de treballs científics més conegudes (*ISI Web of Knowledge*, *SpringerLink* o *ScienceDirect*), així com també s'ha comptat amb l'expertesa en categories d'impacte de la Dra. Montserrat Núñez (Institut de Recerca de Tecnologies Agroalimentàries, IRTA, Catalunya; Institut National de la Recherche Agronomique, INRA, França).

Recerca d'indicadors de paisatge en el vessant natural

La recerca més important ha estat relacionada amb el tema d'indicadors de paisatge. L'objectiu, en aquest cas, consistia en determinar quins són els indicadors més emprats per caracteritzar el paisatge en el seu vessant natural (**Capítol 4**).

Així doncs, s'ha procedit a elaborar una sèrie de taules mitjançant les quals es pretén mostrar el grau d'aplicació que tenen els diferents indicadors a nivell mundial, nord-americà, europeu i estatal. Per això s'han classificat els indicadors en 4 grups majoritaris (característiques del paisatge, biòtops, estressors humans i aigua), dins dels quals se seleccionaran els més emprats per a posteriors anàlisis.

D'altra banda, també es procedirà a determinar si els indicadors amb més ús tenen alguna relació amb les categories d'impacte proposades al **Capítol 3**.

Per tal de dur a terme aquesta anàlisi s'ha fet ús de les dades d'un nombre important de publicacions relacionades amb l'ecologia del paisatge, així com projectes, relacionats amb el paisatge i la gestió del territori, i guies de programes informàtics. A més, s'ha comptat amb la col·laboració de l'equip de l'OPC, el qual ha facilitat dades de qualitat sobre els seus projectes i ha estat de gran ajuda a l'hora d'ampliar la cerca bibliogràfica.


Desenvolupament dels indicadors de paisatge més emprats

Al **Capítol 5** s'han analitzat en profunditat els indicadors seleccionats al **Capítol 4**. Es presenta quins són els mètodes de càlcul i les fonts de dades principals, determinats a partir de les fonts esmentades en el cas anterior. S'han tingut en compte els mètodes de càlcul que impliquin una complexitat menor per tal de permetre una anàlisi relativament ràpida en el cas que es puguin aplicar en una futura categoria d'impacte d'ACV.

Finalment, s'ha elaborat un protocol de fitxa explicativa per a cada indicador on es resumeixen les seves característiques més rellevants i les decisions preses en la seva determinació. A la **Taula 2.1** es presenta un model de fitxa.

L'ajut per part dels estudis de l'OPC i les seves recomanacions també ha estat important, així com l'orientació en temes d'ecologia per part d'investigadors del Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF).

Taula 2.1 Model de fitxa d'indicador. Font: Elaboració pròpia

INDICADOR X	
Dades bàsiques	
Definició	<i>Definició del concepte que engloba l'indicador</i>
Grup al qual pertany	<i>Grup 1. Característiques del paisatge Grup 2. Biòtops Grup 3. Estressors humans Grup 4. Aigua</i>
Mètode de càlcul seleccionat	
Definició	<i>Nom del mètode o de la fórmula</i>
Fórmula	<i>Fórmula general emprada</i>
Unitats	<i>Unitats de la mesura</i>
Font de dades	<i>Nom/s de la/les possible/s base/s de dades que es poden emprar per al càlcul</i>
Grau de consens dins la mostra	
<i>Nombre de vegades que s'ha emprat en els estudis analitzats (%)</i>	
Tendència desitjada	
<i>Evolució que es desitja del valor de l'indicador: que augmenti o que disminueixi</i>	
Documentació emprada	
<i>Principals estudis/articles/fonts d'interès emprats en la cerca</i>	
Notes complementàries	
Justificació del mètode	<i>Raonament i assumpcions preses per escollir el mètode més adient</i>
Justificació de les fonts	<i>Raonament i assumpcions preses per escollir les bases de dades més adients</i>

Discussió d'una proposta d'índex de paisatge

Finalment, amb tota la informació disponible i les conclusions obtingudes de la cerca en cada capítol, s'ha discutit com es podria elaborar un índex de paisatge que fos aplicable per a una futura categoria d'impacte ambiental en ACV.

A tals efectes, al **Capítol 6** s'ha analitzat com podrien combinar-se en forma de sumatori els diferents indicadors desenvolupats al **Capítol 5**, tot i que es tracta d'una primera proposta prospectiva, donat que no s'ha determinat de forma quantitativa quina seria la contribució de cada indicador dins de l'índex.

Aquest capítol presenta possibles vies futures de recerca en aquest àmbit, ja que caldrà analitzar com establir la combinació més idònia que defineixi l'índex de paisatge i en possibiliti un càlcul correcte.

3. Potencials noves categories d'impacte ambiental i relació amb el paisatge

3.1 Usos del sòl

3.2 Biodiversitat

3.3 Aigua superficial

3.4 Propietats del sòl

3.5 Soroll

3.6 Relació amb el paisatge

Tal i com s'ha esmentat en apartats anteriors, avui dia encara existeixen impactes sobre compartiments a protegir que no han estat incorporats, individualment com a categoria d'impacte o dins de categories d'impacte més àmplies, en ACV (com per exemple la biodiversitat, l'erosió o l'impacte sobre les aigües) i, per tant, tot i que es doni un impacte en aquest sentit, no queda reflectit en l'anàlisi perquè durant la fase de classificació no es pot atribuir a cap categoria concreta. És per això que l'estudi i desenvolupament de noves categories d'impacte es continua duent a terme en l'actualitat.

Algunes d'aquestes propostes de noves categories tenen a veure, directa o indirectament, amb el paisatge en el seu vessant natural, ja que contempnen elements que el configuren i caracteritzen. Les propostes de categories d'impacte que es presentaran en aquest apartat giren al voltant dels següents temes/compartiments, ja que presenten relació amb el paisatge:

- Usos del sòl
- Biodiversitat
- Aigua superficial
- Propietats del sòl
- Soroll

S'observarà, però, que els diferents compartiments es troben en estreta relació els uns amb els altres.

3.1 Usos del sòl¹

El terreny juga un paper important en el cicle de vida del sistema productiu. Hi té lloc l'explotació de matèries primeres, la construcció d'edificis i vies de comunicació i la deposició de residus. Per això és important tenir en compte l'ús del sòl en l'ACV, ja que hi ha una estreta relació entre la terra i els sistemes de producció (Liu *et al.*, 2010).

Tot i així, hi ha una important discussió a l'hora de determinar com s'introdueix l'ús del sòl en ACV, ja que la terra és un recurs escàs, però no es consumeix com un mineral o un combustible fòssil, en el sentit que no s'extreu ni es dissipa (Milà i Canals, 2007). D'altra banda, els usos del sòl comprenen una gran varietat de modificacions i ocupacions d'aquest, com ara l'agricultura, els boscos i les ocupacions residencials.

Una altra de les seves dificultats ve donada per la diferència amb les altres categories existents, ja que els impactes són modificacions en el medi i no es donen per fluxos provinents o entrants al medi. (Bare, 2010).

En relació amb el paisatge i la importància de la seva heterogeneïtat, aquesta categoria ha de tenir una especificitat regional, però tot i així, ha de poder ésser aplicable a qualsevol lloc del món (Bare, 2010). Donades les dificultats, aquesta autora presenta una sèrie de criteris d'inclusió "ideals" per tal de poder desenvolupar un model per a l'anàlisi de l'impacte dels usos del sòl:

- ha de contenir fonaments científics
- ha de ser pràctic i reproducible
- ha de ser vàlid per una regió específica
- ha de ser temporalment específic
- s'ha d'adequar a diferents tipus d'usos del sòl
- s'ha de poder posar a la pràctica en els anys següents
- ha d'incloure diferents serveis ecosistèmics

Dos dels impactes més analitzats són l'ocupació i transformació del sòl. S'entén per "ocupació del sòl" l'ús d'una superfície de terreny per a un fi determinat controlat per l'home, com ara l'agricultura, sense que es dugui a terme una modificació de les propietats d'aquest terreny (Lindeijer *et al.*, 2002). Un procés de transformació, en canvi, implica el canvi d'una superfície de terreny d'acord amb els requeriments d'un nou tipus de procés d'ocupació, com per exemple, drenar una àrea pantanosa per al seu ús com a terra de conreu (Lindeijer *et al.*, 2002). Tot i així, l'ús del sòl consisteix en una mescla dels dos processos: una transformació va seguida per una o diverses ocupacions i una ocupació va acompanyada de petits canvis en la qualitat (Milà i Canals *et al.*, 2007).

En la majoria de casos, l'estudi dels usos del sòl no es duu a terme de manera individual, sinó que inclou d'altres elements (**Figura 3.1**), ja que un canvi en l'ús del sòl pot donar lloc a efectes adversos per a la biodiversitat, la qualitat del sòl i l'aigua, entre d'altres (Schenck, 2001; Heuvelmans *et al.*, 2005; Milà i Canals

¹En aquest punt, s'entén sòl com a àrea o terreny. Quan es parli de les propietats del sòl, es tractarà des d'un punt de vista edàfic.

et al., 2007; Michelsen, 2008; Schmidt, 2008; Maes et al., 2009; Saad et al., 2011). Els efectes sobre aquests elements es tindran en compte més àmpliament en apartats successius.

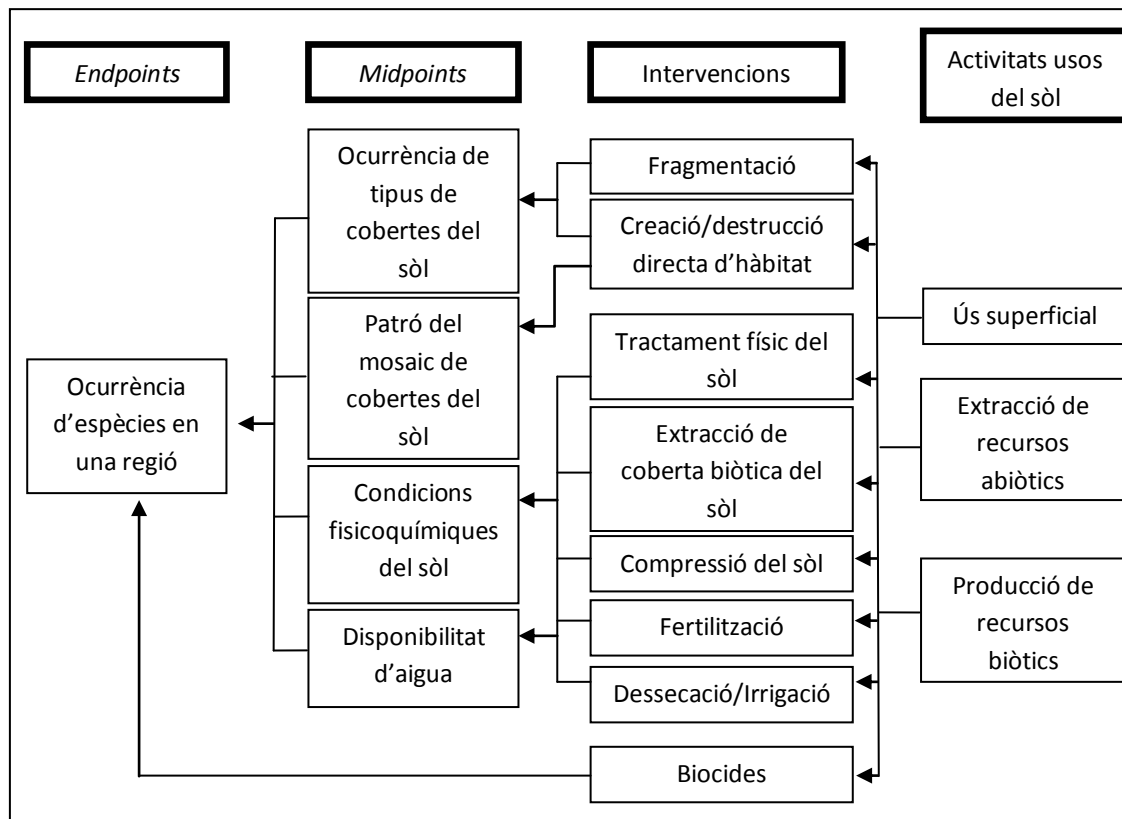


Figura 3.1 Cadena de causa-efecte respecte els usos del sòl. *Font:* Adaptació de Köllner, 2000

Per tal de desenvolupar una metodologia amb la qual poder presentar una proposta de categoria d'impacte, diversos autors han presentat un conjunt d'indicadors per avaluar els usos del sòl. Donada la implicació d'altres elements com els esmentats en l'apartat anterior, es podrien classificar tal i com es mostra a la **Taula 3.1**.

Es destaca de nou la importància de la regionalització. Els impactes en l'ús del sòl depenen de les condicions de la regió on tenen lloc, de manera que una intervenció pot tenir conseqüències diferents en funció de la sensibilitat i la qualitat i disponibilitat del sòl de la zona. Hi ha doncs, determinats paràmetres biogeogràfics que determinen aquesta qualitat, com són el clima, el tipus de sòl, el pendent, la vegetació i el tipus d'ús del sòl (Milà i Canals et al., 2007). Així, per exemple, l'erosió pot ser la principal causa d'impacte en una regió àrida, mentre que en una altra pot prevaler la salinització.

Un dels elements a tenir en compte, doncs, és el paisatge. Per tant, els canvis en els usos del sòl poden generar també un impacte sobre el paisatge (Baitz, 2002). Beck et al. (2010), en el desenvolupament del *LANCA® model* amb fonaments de Baitz (2002), ressalten la importància de recollir dades referents a les propietats del sòl, el paisatge i les condicions climàtiques, per tal de poder relacionar les funcions ecològiques del sòl amb diferents cobertes del sòl i els indicadors que proposen.

Taula 3.1 Recull de possibles indicadors d'usos del sòl proposats. *Font:* Elaboració pròpia a partir de les fonts

Element impactat	Indicador	Font
Ocupació	Quantitat de terreny ocupat	Heijungs <i>et al.</i> , 1997; Baitz <i>et al.</i> , 2000; Köllner, 2000; Weidema i Lindeijer, 2001; Antón <i>et al.</i> , 2005; Schmidt, 2008; Liu <i>et al.</i> , 2010
Biodiversitat	Diversitat d'espècies	Blonk <i>et al.</i> , 1997; Köllner, 2000; Schmidt, 2008
	Riquesa de plantes vasculares	Lindeijer <i>et al.</i> , 2002; Köllner, 2000; Schmidt, 2008
Potencial de producció biòtica	Pèrdua de matèria orgànica del sòl	Cowell i Clift, 2000
	Erosió (tones sòl perdut per any)	Blonk <i>et al.</i> , 1997; Baitz, 2002
	Producció primària neta (NPP)	Blonk <i>et al.</i> , 1997; Liu <i>et al.</i> , 2010
	Balanç d'energia	Blonk <i>et al.</i> , 1997; Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007
Qualitat ecològica del sòl	Recàrrega d'aigua	Schenck, 2001; Saad <i>et al.</i> , 2011
	Capacitat de filtració	Baitz <i>et al.</i> , 2000; Schenck, 2001; Saad <i>et al.</i> , 2011
Paisatge	Percepció del paisatge	Blonk <i>et al.</i> , 1997

La manera de categoritzar l'ús del sòl es duu a terme de forma recurrent mitjançant els tipus d'ús del sòl, ja sigui com a biomes, com ara Weidema i Lindeijer (2001), o com a cobertes del sòl establertes per CORINE, com en el cas de Köllner (2000) i Saad *et al.*(2011). A la **Taula 3.2** es mostra la classificació de les cobertes del sòl establertes per CORINE en els dos primers nivells. Nivells posteriors donen informació més detallada de la intensitat i gestió del sòl.

Taula 3.2 Classificació de les cobertes del sòl segons CORINE. *Font:* Bossard *et al.*, 2000

Nivell 1	Nivell 2
Superfícies artificials	Zones urbanes
	Zones industrials, comercials i de transports
	Zones d'extracció minera, abocadors i de construcció
	Zones verdes artificials, no agrícoles
Zones agrícoles	Terres de llaurar
	Cultius permanents
	Prats
	Zones agrícoles heterogènies
Zones forestals amb vegetació natural i espais oberts	Bosc
	Espais de vegetació arbustiva i/o herbàcia
	Espais oberts amb poca o sense vegetació
Zones humides	Zones humides continentals
	Zones humides litorals
Superfícies d'aigua	Aigües continentals
	Aigües marines

3.2 Biodiversitat

S'ha observat com la biodiversitat és un dels elements que més lligat es troba a canvis en els usos del sòl i, conseqüentment, també amb el paisatge. És per això que els estudis que s'han desenvolupat en els darrers temps s'han centrat en la cerca d'indicadors idonis de biodiversitat, així com d'estudiar com es podrien introduir en ACV els efectes dels usos del sòl sobre la biodiversitat.

Si bé existeixen més de 600 indicadors de biodiversitat, s'ha detectat un ús especial d'indicadors de riquesa de plantes vasculares en mètodes d'ACV (Lindeijer *et al.*, 2002). No obstant, centrar-se només en la riquesa no s'ha considerat suficient, ja que cal tenir en compte l'efecte de l'escala. D'aquest fet, en sorgeix l'equació que relaciona la riquesa amb l'àrea, de manera que, com més gran és l'àrea, més espècies s'esperaria trobar.

Schmidt (2008) va analitzar la riquesa en diferents tipus de cobertes del sòl i va arribar a la conclusió que en zones més aviat abandonades i poc gestionades, la riquesa era major que en un bosc ben gestionat. A més d'altres raons, es va presentar la idea que hi podia haver una relació amb la fragmentació del paisatge en el qual es va dur a terme l'estudi. Aquest es trobava constituït per diferents tipus de cobertes, com ara prats, petits boscos o matollars, que podien aportar llavors a les zones abandonades i augmentar-ne la riquesa. S'observa aquí un efecte positiu de la fragmentació d'una zona, més aviat en el sentit que diferents tipus de cobertes del sòl d'origen natural conflueixen en un espai comú.

Tot i així, la fragmentació del paisatge en sentit estricte, és a dir, la transformació d'una gran superfície d'hàbitat en un nombre determinat d'hàbitats de mida més petita, té una connotació negativa per a la biodiversitat, bàsicament en tractar-se d'una pèrdua d'hàbitat per a les espècies (Fahrig, 2003).

Tal i com s'observa, els indicadors s'han centrat en la vegetació, ja que la fauna té l'oportunitat de fugir dels hàbitats amb condicions adverses (Schenck, 2001). A més, les plantes són més fàcilment monitoritzables donat que són estàtiques.

A partir d'aquí, cal definir l'atribut de la biodiversitat, basant-se, doncs, en els següents supòsits (Köllner, 2000):

- Una definició no ambigua. Tenint en compte la regionalització, el conjunt d'espècies es pot definir com:
 - riquesa d'espècies (nombre d'espècies)
 - taxa d'acumulació d'espècies (taxa d'increment de les espècies en incrementar l'àrea)
 - abundància d'espècies (nombre d'individus per espècie)
- Susceptibilitat a totes les activitats en els usos del sòl
- Fonaments empírics i teòrics
- Accessibilitat a l'anàlisi quantitativa

D'altra banda, tenint en compte l'estreta relació entre la biodiversitat i els usos del sòl, Milà i Canals *et al.* (2007) proposen uns altres 3 aspectes a considerar per tal de desenvolupar una metodologia que els inclogui tots dos:

- Establir una mesura de qualitat
- Reconèixer l'àrea afectada
- Reconèixer la durada de l'impacte.

Michelsen (2008) no considerava possible analitzar la biodiversitat directament, de manera que va proposar 3 indicadors per tal d'analitzar-la indirectament:

- Escassetat Ecosistèmica (ES) (Weidema i Lindeijer, 2001). La biodiversitat en ecosistemes escassos serà més vulnerable que en ecosistemes més estesos. Les poblacions seran més petites i el risc d'extinció, més elevat.
- Vulnerabilitat Ecosistèmica (EV). Com més àrea es perd d'un ecosistema, més valuosa és l'àrea que encara hi queda.
- Condicions per Mantenir la Biodiversitat (CMB). Dóna informació de la situació actual d'un determinat ecosistema: si està intacte o si, per contra, s'ha reduït.

D'aquesta manera, la qualitat (Q) d'un determinat lloc s'analitza com:

$$Q = ES \cdot EV \cdot CMB$$

Pel que fa a la regionalització, cal ressaltar que els efectes de les pràctiques de gestió del terreny varien considerablement en funció dels factors dependents de l'escala de treball i la regió (Bengtsson *et al.*, 2005). No és possible, per tant, establir regles generals de forma global.

3.3 Aigua superficial

L'aigua és un bé molt preuat i cada cop més escàs. És important el seu paper en les funcions ecosistèmiques d'una regió, ja que pot actuar com a hàbitat i com a recurs. La quantitat d'aigua extreta per a fins humans dóna lloc a impactes importants en els sistemes aquàtics (Milà i Canals *et al.*, 2008).

L'aigua és un element, la presència del qual ja està present en ACV. No obstant, les bases de dades només diferencien la font de l'aigua entre llacs, rius, sòl, mar i aigua de refrigeració, sense distingir la seva qualitat i, és per això, que alguns estudis recents s'han centrat en desenvolupar metodologies per tal de permetre l'anàlisi de l'impacte associat a la degradació de l'aigua i al seu consum (Boulay *et al.*, 2011; Milà i Canals *et al.*, 2009). Tot i que l'aigua estigui a les bases de dades i es consideri com a recurs, en la majoria de metodologies d'anàlisi d'impacte no se li atribueix cap factor de caracterització.

Boulay *et al.* (2011) van desenvolupar un inventari en el qual es determinaven diferents usuaris (agricultura, indústria, etc.) per tal de diferenciar cada col·lectiu en funció de la qualitat de l'aigua que requerien per poder dur a terme les seves respectives activitats. D'aquesta manera es van poder crear 17 categories d'aigua basades en la font, la qualitat i els usuaris, emprant un total de 136 paràmetres de qualitat i els seus llindars. Es creia que el mètode plantejat suplia els requeriments en ACV pel que fa a impactes potencials de l'ús degradant de l'aigua.

Diversos indicadors i índexs han estat proposats per tal d'avaluar l'ús de l'aigua. L'indicador que es podria considerar com l'indicador estàndard d'escassetat d'aigua és aquell que considera els recursos hídrics per càpita (WRPC) (Falkenmark, 1986). Amb aquest es defineixen tres llindars:

- Estrès hídric: menys de 1667 m³/càpita
- Escassetat hídrica: menys de 1000 m³/càpita
- Escassetat hídrica total: menys de 500 m³/càpita

Existeixen altres índexs, com ara l'índex de pobresa d'aigua estructural (Feitelson i Chenoweth, 2002), la determinació dels quals és més complicada per manca de dades.

Milà i Canals *et al.* (2009) consideren com a índex més útil el WUPR: indicador d'ús hídric per recurs, proposat per Raskin *et al.* (1997), el qual compara el percentatge d'aigua disponible extreta de diferents massa d'aigua. Es considera, així, un bon indicador per avaluar l'impacte potencial sobre ecosistemes aquàtics.

A partir d'aquests indicadors Milà i Canals *et al.* (2009) van plantejar uns factors de caracterització per a la categoria i, donat que l'aigua és un recurs abiòtic esgotable, la metodologia desenvolupada per l'Esgotament Abiòtic Potencial en el CML 2001 va semblar la més apropiada.

D'altra banda, els sistemes de producció poden canviar la quantitat d'aigua disponible per a altres usuaris modificant les tres vies bàsiques de les fraccions d'aigua de pluja, com són la infiltració, evapotranspiració i escolament superficial (Milà i Canals *et al.*, 2009). Els canvis en els usos del sòl hi tenen una relació directa. Per tal d'analitzar l'impacte dels usos del sòl sobre la quantitat d'aigua en els ecosistemes, es va proposar l'ús de l'indicador de flux evaporatiu (Maes *et al.*, 2009). S'afirma en aquest cas que "l'impacte d'un ús del sòl que evapotranspira la mateixa quantitat d'aigua que la vegetació és mínim i més transpiració que aquest nivell no implicaria millores en els serveis ecosistèmics terrestres".

Existeixen altres possibilitats pel que fa a categories d'impacte. Una altra proposta és incloure indicadors referents a l'aigua dins d'altres categories d'impacte com ara els usos del sòl o l'esgotament de recursos abiòtics, tal i com es mostra a la **Taula 3.3**.

Taula 3.3 Esquema de la metodologia d'ACV proposada per analitzar els impactes sobre la quantitat d'aigua. *Font: Heuvelmans et al., 2005*

	Categoria d'impacte	Indicador
Input relacionat	Esgotament de recursos abiòtics	Reserva d'aigua dinàmica
	Usos del sòl	Canvis en l'escolament superficial
		Canvis en (infiltració menys evapotranspiració)
	Canvis en l'excedent de precipitacions	
Output relacionat	Balanç hídric regional	Cabal diari amb una probabilitat d'excés del 5%
		Cabal mensual amb una probabilitat d'excés del 50%
		Cabal mensual amb una probabilitat d'excés del 95%

3.4 Propietats del sòl

El sòl es pot definir com “un cos natural dinàmic compost de materials minerals i orgànics i éssers vius on les plantes creixen” (Brady i Weil, 1996). En aquest cas, seran d'especial importància els canvis que es duiguin a terme en sòls agrícoles i l'ACV hauria de permetre analitzar els canvis en la quantitat i qualitat del sòl deguts a les accions que es duiguin a terme en un sistema determinat (Cowell i Clift, 2000).

Els factors que afecten el sòl més destacables, segons Cowell i Clift (2000), són els que es presenten a la **Taula 3.4**, els quals poden afectar, al seu temps, la productivitat, biodiversitat, salut humana i els recursos.

Un exemple d'indicador que es pot emprar, en aquest cas, seria l'Indicador de Compactació del Sòl, relatiu al risc de compactació que té un sòl degut a l'ús de maquinària del camp (Cowell i Clift, 2000, a partir de Kuipers i van de Zande, 1994).

Els usos del sòl esmentats en apartats anteriors també juguen un paper important en aquest cas, ja que afecten les funcions del sòl, les quals són tan ecològiques com socioeconòmiques. Aquestes funcions es relacionen amb les anomenades Àrees de Protecció en ACV (AdP): Medi Natural, Recursos Naturals, Biodiversitat, Funcions de Suport a la Vida i Salut Humana (Milà i Canals *et al.*, 2007).

Taula 3.4 Factors que afecten la qualitat i quantitat del sòl. *Font:* Cowell i Clift, 2000.

	Grup	Factor
Quantitat de sòl	Massa de sòl	Pèrdues per erosió
		Addició per incorporació
Qualitat del sòl	Organismes vius	Males herbes i les seves llavors
		Micro- i mesoorganismes
		Patògens
	Substàncies traça	Nutrients
		Metalls pesants
		Residus de pesticides
		Sals
		pH del sòl
	Matèria no viva	Matèria orgànica
		Aigua del sòl
	Forma del sòl	Textura
		Estructura

Després d'observar-se que per tal d'analitzar els impactes de l'ocupació del sòl, indicadors com la producció primària neta (PPN) que fan referència al creixement no eren útils a causa de la seva relació amb altres factors (Burger i Kelting, 1999), Milà i Canals *et al.* (2007) van proposar com a indicador més idoni mesurar la qualitat la matèria orgànica del sòl (MOS).

Aquest està relacionat amb altres indicadors de qualitat del sòl, com la capacitat d'intercanvi catiònic (CIC), l'activitat biològica i la dinàmica natural del sòl (Brady i Weil, 1999). Per a la qualitat ecològica del sòl també s'han plantejat altres grups d'indicadors, com ara la resistència a l'erosió, la recàrrega dels aqüífers i la filtració mecànica i físicoquímica (Saad *et al.*, 2011; Baitz, 2002).

Lligat també als usos del sòl es troben els efectes de la desertització. Tot i que es tracta d'un important problema en zones àrides, semiàrides i seques, només s'ha trobat un estudi relacionat amb aquest factor (Núñez, 2011). Núñez *et al.* (2010) van seleccionar 4 variables causants de desertificació per tal de poder desenvolupar l'estudi: l'índex d'aridesa, l'erosió, la sobreexplotació dels aqüífers i el risc d'incendi. Els factors de caracterització van ser calculats mitjançant Sistemes d'Informació Geogràfica (SIG).

Per últim, un altre factor influent en la qualitat del sòl (**Taula 3.4**) per al qual s'han proposat algunes metodologies és la salinització, que és un altre dels grans problemes de l'actualitat que tampoc està correctament representat en les categories d'impacte d'ACV. Una de les propostes és emprar la salinització potencial del sòl com a indicador per a la salinització del sòl i la salinitat d'irrigació (Feitz i Lundie, 2002). La base del model per aquest indicador és el càlcul de la Ràtio d'Absorció de Sodi (SAR) i el posterior càlcul de factors d'equivalència, obtinguts a partir de la conductivitat elèctrica de l'aigua d'irrigació.

Més endavant, Leske i Buckley (2003) van definir les principals categories dels efectes de la salinitat com:

- Danys materials: corrosió, canvis en la qualitat de productes
- Efectes estètics: gust
- Efectes sobre ecosistemes aquàtics: efectes aguts i crònics en individus, comunitats i processos ecològics
- Efectes sobre ecosistemes terrestres: efectes aguts i crònics en animals terrestres, canvis en l'estructura del sòl i pèrdues de cultius.

A partir dels diferents impactes anteriors, Leske i Buckley (2004) van definir una sèrie de potencials d'efecte, com per exemple l'MDP (potencials efectes en els danys materials per l'abocament de sal en un determinat compartiment). La salinitat potencial total és llavors obtinguda amb la suma de cada potencial d'efecte pel seu factor de ponderació.

3.5 Soroll

Tot i no ser un efecte físic plausible com en els casos anteriors, el soroll també és un factor a tenir en compte. La seva relació amb el paisatge com a tal vindria donada indirectament a partir de l'efecte de fragmentació, donat que és a les vies de comunicació de trànsit rodat on més contaminació acústica es pot donar.

S'ha plantejat la introducció del soroll en ACV principalment pel soroll provinent del trànsit i s'ha fet especial incís en els efectes que pot ocasionar sobre la salut (Müller-Wenk, 2004; Franco *et al.*, 2010).

Els principals requeriments que s'han establert per tal d'incloure el soroll en ACV són els següents (Althaus *et al.*, 2009):

1. Consideració dels transports genèrics i específics en ACV (tota la informació rellevant que està disponible pot ser emprada)
2. Tractament separat de diferents mitjans de transport
3. Tractament separat de diferents vehicles dins d'un mateix mitjà de transport
4. Estimar els transports en diferents contextos geogràfics
5. Estimar per diferents contextos temporals de transports
6. Conformitat amb l'ISO 14040/44

El més destacable de tots els mètodes és que tenen en compte el tipus d'ús del sòl i la densitat o quantitat de població exposada per tal de poder dur a terme l'avaluació del soroll (Müller-Wenk, 2004; Benetto *et al.*, 2006; Althaus *et al.*, 2009; Franco *et al.*, 2010).

No obstant, una de les problemàtiques de les quals es fa esment és de la certa subjectivitat personal que hi ha implícita en la determinació, ja que per unes persones serà més dolorós un llindar de so que per a unes altres.

D'altra banda, donat que una de les principals causes de fragmentació del paisatge són les carreteres, el soroll és un dels elements implícits que deriven d'aquest impacte i poden afectar el desenvolupament de les persones i d'altres espècies.

3.6 Relació amb el paisatge

Tal i com s'ha observat, existeix una interrelació entre els diferents compartiments analitzats. El focus principal s'ha dirigit cap als usos del sòl, les modificacions dels quals poden originar impactes sobre la resta, com ara la biodiversitat, les aigües superficials, les propietats del sòl i el soroll.

Així doncs, es podria dir que existeix una relació directa entre els usos del sòl i el paisatge, ja que les relacions de causa-efecte que tenen lloc entre els canvis en els usos del sòl i la resta de compartiments englobarien els processos que poden tenir lloc en el paisatge en la seva dimensió natural. És a dir, es podria dir que canvis en el paisatge afectarien la dinàmica de la biodiversitat, les aigües superficials, etc. En capítols posteriors s'observarà com els usos del sòl juguen un paper important a l'hora de caracteritzar el paisatge (**Capítols 4 i 5**).

Es poden intuir relacions indirectes amb la biodiversitat, les aigües superficials, les propietats del sòl i el soroll, els quals, com ja s'ha comentat, es veurien afectats, entre d'altres, per canvis en els usos del sòl. Tal i com es mostrava anteriorment (**Secció 3.5**), per exemple, la construcció d'una carretera és causa de fragmentació del paisatge (bàsicament dels usos del sòl) i, aquest canvi en el paisatge, pot donar lloc a soroll.

El paisatge no ha estat presentat de forma explícita dins d'aquestes propostes de noves categories d'impacte ambiental, però com que s'estableixen relacions entre els diferents factors, la seva anàlisi s'ha considerat rellevant.

A més, a partir d'aquests estudis es podrà observar si les propostes d'indicadors de paisatge que s'han dut a terme en els darrers anys tenen alguna relació amb les darreres propostes de noves categories d'impacte en ACV.

4. Perspectiva d'indicadors de paisatge

4.1 Propostes d'indicadors de paisatge

4.2 Resultats de l'anàlisi

4.3 Limitacions de l'anàlisi

A continuació s'analitzaran quins són els indicadors que diferents organismes internacionals i de referència en l'estudi del paisatge han plantejat per caracteritzar el paisatge. La cerca es focalitzarà en aquells indicadors que es corresponguin amb la temàtica de la recerca: el paisatge en el seu vessant natural.

En primer lloc, es presentarà un recull dels principals indicadors proposats per cada estudi o organisme, per país o regió, de manera que es pugui determinar quin és el grau d'ús de cadascun d'ells per a la caracterització del paisatge.

A partir d'aquí, aquells indicadors que presentin un grau d'aplicació molt alt seran analitzats en profunditat per tal de poder establir quina o quines metodologies són més aptes per al càlcul de cada paràmetre.

4.1 Propostes d'indicadors de paisatge: un recull

Al llarg del temps, s'han dut a terme nombrosos estudis mitjançant els quals es pretén establir les bases per a una correcta gestió del territori, en els quals, en molts casos, el paisatge hi ha estat representat. Els indicadors, tal i com s'ha vist amb anterioritat, són una bona eina que permet el seguiment de diferents paràmetres i l'anàlisi de la seva evolució.

Donada la contribució que cadascun dels estudis té en el si de la gestió del paisatge, se n'ha realitzat un ampli recull, mitjançant el qual es pretén cercar quins són els indicadors de paisatge més emprats. La mostra comprèn un total de 33 estudis/projectes, els quals es basen en la definició i anàlisi del paisatge, en guies per al desenvolupament de programes informàtics per a la gestió del paisatge, casos d'estudi de regions concretes i projectes d'organismes internacionals, entre d'altres.

Tal i com es mostra a les **Taules 4.1, 4.2, 4.3 i 4.4**, el recull s'ha organitzat d'acord amb la regió o país del qual prové la proposta d'indicadors. Per cadascuna d'elles, s'han identificat els indicadors que han estat emprats, tot classificant-los, al seu temps, en 4 grans grups:

- Característiques del paisatge
- Biòtops
- Estressors humans
- Aigua

Un cop analitzats els estudis de les diferents regions, s'ha comptabilitzat el nombre de vegades que s'ha proposat cada indicador i, a partir, del nombre total, s'han classificat els indicadors segons el grau d'aplicació (**Taula 4.5**).

Taula 4.1 Indicators de paisatge proposats per organismes mundials i de la Unió Europea.
Font: Elaboració pròpia

	INDICADORS/ ÍNDEXS	Mundial	Unió Europea								TOTAL	
		OECD (1999)	ELISA (2000)	Eiden <i>et al</i> (2000)	PAIS (2002)	ENRISK (2003)	IRENA (2003)	ELCAI (2005)	DG AGR (2007)	Eurostat, LUCAS (2009)		Joint EEA-FOEN (2011)
Característiques del paisatge	Pendent	•				•						2
	Fragmentació		•	•	•	•		•		•	•	7
	Connectivitat		•			•		•				3
	Dominància											0
	Usos del sòl	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	9
	Riquesa/Diversitat	•		•	•	•	•	•		•		7
	Entropia											0
	Contagi					•						1
	Dimensions taca				•	•	•				•*	4
	Forma taca				•							1
	Geometria fractal											0
Dispersió taques											0	
Biòtops	Tipus de bosc											0
	Vegetació							•				1
	Biomassa											0
	Qualitat							•				1
	Zones protegides						•	•	•			3
	Diversitat espècies								•			1
Estressors humans	Grau impermeabilització											0
	Consum sòl											0
	Contaminació											0
	Gestió forestal/ agrícola				•			•	•	•		4
	Densitat població				•							1
	Densitat carreteres				•						•*	2
	Edificacions							•				1
Aigua	Naturalitat dels cursos											0
	Qualitat							•				1
	Longitud trams											0

*indicadors emprats per al càlcul de la fragmentació

 Indicadors més emprats (> 61% d'aplicacions)

Taula 4.2 Indicadors de paisatge proposats a Amèrica del Nord. Font: Elaboració pròpia

		Amèrica del Nord						TOTAL	
		EEUU					CA		
INDICADORS/ ÍNDEXS		Forman (1995)	McGarigal , Marks (1995)	Dramstad et al (1996)	Ebert, Wade (2004)	Botequilha et al (2006)	USGS (2008)	Stewart, Neily (2008)	
Característiques del paisatge	Pendent				•		•		2
	Fragmentació	•	•	•	•				4
	Connectivitat	•		•					2
	Dominància	•			•				2
	Usos del sòl			•	•	•	•		4
	Riquesa/Diversitat	•	•	•	•	•			5
	Entropia								0
	Contagi	•	•						2
	Dimensions taca	•	•	•		•			4
	Forma taca	•	•	•					3
	Geometria fractal	•	•	•					3
	Dispersió taques	•		•					2
Biòtops	Tipus de bosc							•	1
	Vegetació						•	•	2
	Biomassa								0
	Qualitat						•		1
	Zones protegides			•				•	2
	Diversitat espècies	•							1
Estressors humans	Grau impermeabilització				•			•	2
	Consum sòl				•				1
	Contaminació				•				1
	Gestió forestal/ agrícola							•	1
	Densitat població				•			•	2
	Densitat carreteres			•	•		•	•	4
	Edificacions								0
Aigua	Naturalitat dels cursos								0
	Qualitat						•		1
	Longitud trams			•	•		•		3

 Indicadors més emprats (> 61% d'aplicacions)

Taula 4.3 Indicadors de paisatge proposats per països europeus. Font: Elaboració pròpia.
*S'exclou l'Estat Espanyol

		Països Europeus*										TOTAL	
		NO	NE		FR	UK	CH	IT					
INDICADORS/ ÍNDEXS		Fjellstad et al. (2010)	Van Eupen et al. (2001)	Wascher (2004)	Burel, Baudry (2002)	CQC (2003)	Stremlow et al (2003)	Ingegnoli (2002)	Farina (2006)	Vallega (2008)	CATAP (2008)	Cassatella et al (2011)	
Característiques del paisatge	Pendent											0	
	Fragmentació	•		•	•				•		•		5
	Connectivitat	•		•	•			•	•		•	•	7
	Dominància							•				•	2
	Usos del sòl	•		•	•	•	•	•	•		•	•	9
	Riquesa/Diversitat	•	•	•	•			•	•		•	•	8
	Entropia								•				1
	Contagi							•	•			•	3
	Dimensions taca			•					•			•	3
	Forma taca								•			•	2
	Geometria fractal				•				•	•			3
Dispersió taques								•			•	2	
Biòtops	Tipus de bosc					•		•					2
	Vegetació					•	•	•			•		4
	Biomassa							•					1
	Qualitat		•			•	•						3
	Zones protegides			•				•		•		•	4
	Diversitat espècies	•		•				•	•	•	•	•	7
Estressors humans	Grau impermeabilització					•	•						2
	Consum sòl					•	•				•	•	4
	Contaminació					•	•			•			3
	Gestió forestal/ agrícola					•	•			•	•	•	5
	Densitat població												0
	Densitat carreteres	•				•				•			3
	Edificacions	•				•	•			•			4
Aigua	Naturalitat dels cursos					•	•						2
	Qualitat		•	•		•	•	•		•			6
	Longitud trams	•					•						2

Indicadors més emprats (> 61% d'aplicacions)

Taula 4.4 Indicadors de paisatge proposats a l'Estat Espanyol. Font: Elaboració pròpia

		Estat Espanyol				TOTAL	
		Andalusia	País Basc	Catalunya			
INDICADORS/ ÍNDEXS		Junta de Andalusia (2005)	Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (2003)	DIBA (1997)	Pino, Rodà (1999)	OPC (2009)	
Característiques del paisatge	Pendent					0	
	Fragmentació	•	•	•	•	5	
	Connectivitat		•		•	2	
	Dominància				•	1	
	Usos del sòl			•	•	•	3
	Riquesa/Diversitat	•			•	•	3
	Entropia						0
	Contagi				•		1
	Dimensions taca			•	•		2
	Forma taca						0
	Geometria fractal						0
	Dispersió taques						0
Biòtops	Tipus de bosc					0	
	Vegetació	•				1	
	Biomassa					0	
	Qualitat					0	
	Zones protegides					0	
Estressors humans	Diversitat espècies		•			1	
	Grau impermeabilització					•	1
	Consum sòl			•		•	2
	Contaminació						0
	Gestió forestal/ agrícola						0
	Densitat població						0
	Densitat carreteres						0
Aigua	Edificacions					•	1
	Naturalitat dels cursos						0
	Qualitat						0
	Longitud trams						0

 Indicadors més emprats (> 61% d'aplicacions)

Taula 4.5 Grau d'aplicació dels indicadors. Font: Elaboració pròpia

		Nombre total d'aplicacions				TOTAL	Grau d'aplicació (%)
		Organismes	Amèrica del Nord	Països Europeus	Estat Espanyol		
INDICADORS/ ÍNDEXS							
Característiques del paisatge	Usos del sòl	9	4	9	3	25	76
	Riquesa/Diversitat	7	5	8	3	23	70
	Fragmentació	7	4	5	5	21	64
	Connectivitat	3	2	7	2	14	42
	Dimensions taca	4	4	3	2	13	39
	Contagi	1	2	3	1	7	21
	Forma taca	1	3	2	0	6	18
	Geometria fractal	0	3	3	0	6	18
	Pendent	2	2	0	0	4	12
	Dominància	0	2	2	1	5	15
	Dispersió taques	0	2	2	0	4	12
	Entropia	0	0	1	0	1	3
Biòtops	Diversitat espècies	1	1	7	1	10	30
	Zones protegides	3	2	4	0	9	27
	Vegetació	1	2	4	1	8	24
	Qualitat	1	1	3	0	5	15
	Tipus de bosc	0	1	2	0	3	9
	Biomassa	0	0	1	0	1	3
Estressors humans	Gestió forestal/ agrícola	4	1	5	0	10	30
	Densitat carreteres	2	4	3	0	9	27
	Consum sòl	0	1	4	2	6	18
	Edificacions	1	0	4	1	6	18
	Grau impermeabilització	0	2	2	1	5	15
	Contaminació	0	1	3	0	4	12
	Densitat població	1	2	0	0	3	9
Aigua	Qualitat	1	1	6	0	8	24
	Longitud trams	0	3	2	0	5	15
	Naturalitat dels cursos	0	0	2	0	2	6

REGIONAL		TOTAL	
	Molt emprat (61-100%)		Molt emprat (14-25 vegades)
	Força emprat (31-60%)		Força emprat (7-13 vegades)
	Poc emprat (0-30%)		Poc emprat (1-6 vegades)

4.2 Resultats de l'anàlisi

4.2.1 Comparativa regional

Els estudis de paisatge no es troben en la mateixa situació a totes les regions analitzades. Els primers estudis, segons mostra la cerca, es van realitzar a Amèrica del Nord (Forman, 1995; McGarigal i Marks, 1995; Dramstad *et al.*, 1996) (**Taula 4.2**). Cal destacar que els primers estudis que s'han analitzat en l'àmbit català daten dels anys successius (DIBA, 1997; Pino i Rodà, 1999), fet que implica un cert grau de maduresa en l'anàlisi del paisatge a Catalunya (**Taula 4.4**).

No obstant, el gruix més gran d'estudis es concentra en el conjunt dels països europeus (33%) i, a més, el 27% del total de projectes revisats és elaborat per organismes de la Unió Europea. La major part dels estudis s'han dut a terme al llarg de l'última dècada (2000-2011).

Tot i així, en termes nacionals (i no regionals), els Estats Units és el país del qual s'ha obtingut un recull més important d'estudis (6), seguits per Itàlia (5). L'Estat Espanyol s'ha estudiat en l'àmbit autonòmic, realitzant-se 5 estudis d'indicadors de paisatge, 3 d'ells de Catalunya.

Així doncs, es podria afirmar que el major grau de maduresa pel que fa a països s'ha assolit als Estats Units, amb més estudis i més antics. Cal remarcar que dels 6 estudis analitzats en aquest país, 2 d'ells són manuals d'ús d'eines informàtiques relacionades amb la gestió del paisatge (McGarigal i Marks, 1995; Ebert i Wade, 2004), fet que fa palès que la seva aplicació s'està duent a terme de forma analítica.

D'altra banda, s'observa clarament que, independentment del país o regió, els estudis utilitzen en major mesura els indicadors del Grup 1 de *Característiques del paisatge*, considerats com a *molt emprats* a la **Taula 4.5**. Tot i això, hi ha diferències pel que fa a la distribució dels indicadors catalogats com a *força emprats*, principalment entre Europa i Amèrica del Nord. Mentre que als països nord-americans els indicadors *força emprats* es localitzen també al Grup 1, a Europa hi ha també una gran representació de la resta d'indicadors, majoritàriament entre *Biòtops* i *Estressors humans*.

La tendència de l'Estat Espanyol està també dominada pels indicadors del Grup 1 i no hi ha cap aportació dins del Grup 4 (*Aigua*). Els 5 estudis analitzats coincideixen en la proposta d'un determinat indicador (*Fragmentació*). Pel que fa a Catalunya, l'aportació té lloc de nou en els indicadors del Grup 1, així com en el Grup 3 (*Estressors humans*).

És destacable, en aquest recull, el tractament del paisatge com a mosaic i les aplicacions que hi tenen les eines dels Sistemes d'Informació Geogràfica (SIG). Tot i així, el fet més important sobre el que cal fer esment és la manca de consens que s'observa entre tots els estudis. S'hi observa una dispersió rellevant, cosa que porta a concloure que caldria arribar a un consens en un nombre prou representatiu d'indicadors com per poder caracteritzar el paisatge de forma similar en tots els estudis.

4.2.2 Indicadors d'elevada aplicació

Amb l'anàlisi de les propostes d'indicadors (**Secció 4.1**) es pot determinar quins són els indicadors més emprats per tal de caracteritzar el paisatge, dins dels 4 grans grups definits. Aquesta classificació inclou els indicadors emprats entre 14 i 25 vegades en el cas del grup 1 (*molt emprats*) i els indicadors emprats entre 7 i 13 vegades en els Grups 2, 3 i 4 (**Taula 4.5**):

1. Característiques del paisatge
 - Els usos del sòl (emprat pel 76% dels estudis analitzats)
 - La riquesa/diversitat paisatgística (70%)
 - La fragmentació (64%)
 - La connectivitat (42%)
2. Biòtops
 - Diversitat d'espècies (30%)
 - Zones protegides (27%)
 - Vegetació (24%)
3. Estressors humans
 - Gestió forestal/agrícola (30%)
 - Densitat de carreteres (27%)
4. Aigua
 - Qualitat (24%)

Cal ressaltar el fet que l'indicador al qual se li ha atorgat més aplicacions és *Usos del sòl*, tot observant que és una de les categories d'impacte de les quals s'han desenvolupat més propostes en ACV (Veure **Capítol 3**). D'altra banda, els indicadors de *Riquesa/Diversitat paisatgística* i *Fragmentació*, també es troben presents en algunes de les categories d'impacte ambiental proposades anteriorment (**Capítol 3**), com ara la biodiversitat i el soroll. Podria dir-se, doncs, que existeixen indicadors que ja es troben de forma incipient dins l'ACV.

D'altra banda, s'ha observat una gran contribució, pel que fa a indicadors, de les publicacions referents a ecologia del paisatge, terme que va ser definit per primer cop l'any 1939 per Carl Troll com

“l'estudi complet de la xarxa causa-efecte entre les comunitats vives i les condicions ambientals que prevalen en una secció específica del paisatge i que esdevé aparent en un patró paisatgístic específic o en una classificació de l'espai natural de diferents ordres dimensionals” (Forman, 1995).

És plausible, doncs, que els indicadors del Grup 1 (*Usos del sòl*, *Diversitat/Riquesa paisatgística*, *Fragmentació* i *Connectivitat*) són els indicadors que més s'han pogut detectar dins les publicacions d'ecologia del paisatge i són, a més, els més dominants dins del global analitzat.

Aquests quatre indicadors s'analitzaran en detall al llarg del **Capítol 5**. Donada la classificació en grups, s'ha optat per incloure també a l'anàlisi dos indicadors més, els quals pertanyen a dos grups diferents i permeten tenir una major representativitat: *Diversitat d'espècies* (Grup 2, *Biòtops*) i *Densitat de carreteres* (Grup 3, *Estressors humans*). Han estat escollits perquè són també força

emprats i presenten un grau de maduresa important. Aquesta consideració s'ha fet a causa de l'acotació temporal del projecte, la qual limita l'anàlisi de tots els indicadors recollits, però en futurs estudis caldria analitzar tots els indicadors de tots els grups que han estat emprats en un nombre considerable d'estudis de paisatge, per estudiar la seva potencial inclusió en la nova categoria de paisatge.

4.3 Limitacions de l'anàlisi

No obstant, cal tenir en compte certes dificultats i limitacions que s'han trobat durant la recopilació dels estudis i la classificació dels indicadors:

Recerca d'estudis

- S'ha optat per estudiar els casos desenvolupats a Europa i a Amèrica del Nord donada l'abundància de publicacions.
- No s'han trobat publicacions elaborades en cap de la resta de continents que poguessin adaptar-se a la classificació emprada. Al Japó, per exemple, s'han trobat alguns treballs interessants, però la seva visió del paisatge diferia força de l'europea i l'americana, amb una manca de definició d'indicadors, i eren difícils de combinar (Liu *et al.*, 2010)

Criteris d'inclusió dels indicadors a l'estudi

- Les publicacions relacionades amb l'estudi de l'ecologia del paisatge (Forman, 1995; McGarigal i Marks, 1995; Pino i Rodà, 1999; Burel i Baudry, 2002; Ingegnoli, 2002; Farina, 2006; Cassatella, 2011) presentaven un recull d'índexs comuns (geometria fractal, fragmentació, heterogeneïtat, distància al veí més proper, etc.). No obstant, només s'han seleccionat i inclòs a les taules aquells que s'han considerat més representatius o que també apareixien en altres dels estudis analitzats.
- Hagués estat ideal poder analitzar amb detall tots els indicadors presentats a les taules, però la limitació temporal del projecte no ho ha fet possible.
- La presència d'un indicador en un estudi s'ha considerat positiva (•) quan l'element o elements als quals fa referència han estat analitzats i/o apareixen esmentats d'alguna manera dins l'estudi, encara que no se'n presenti una metodologia de càlcul. Un cas en serien els usos del sòl, que apareixen en moltes anàlisis del paisatge però sovint sense que se'n presenti cap mètode de càlcul, sinó com una base territorial sobre la qual treballar, sobre la qual tenen lloc els processos d'interès.

Nomenclatura i formulació d'indicadors

- La formulació dels noms de cada indicador és un altre factor a tenir en compte. S'ha de destacar la dispersió en la forma d'anomenar indicadors referint-se a elements semblants que s'han trobat a la literatura.

- Per a aquesta anàlisi, diferents índexs i/o indicadors han estat englobats sota un indicador comú, tot i diferències metodològiques i/o procedimentals. Un exemple en seria el cas de l'indicador anomenat *Gestió forestal/agrícola*, el qual podia ésser anomenat tal i com es mostra a la **Taula 4.6**. Si no hagués estat així, la llista hagués comprès una quantitat incommensurable d'indicadors dels quals no s'hagués pogut determinar la importància.

Taula 4.6 Nomenclatura emprada en els estudis per a l'indicador *Gestió forestal/agrícola*.
Font: Elaboració pròpia

FONT	NOMENCLATURA
PAIS (2002)	Àrea sota pràctiques agrícoles o de gestió destinades a la conservació del paisatge (pràctiques d'ús del sòl agrícola tradicionals)
CQC (2003)	Evidències de gestió del paisatge
Stremlow et al. (2003)	Gestió forestal: caràcter natural dels boscos/ tala proporcionada amb el creixement natural
ELCAI (2005)	Situació natural del creixement forestal
DG AGR (2007)	Desenvolupament de les àrees forestals/ gestió de zones forestals per a la protecció del sòl, l'aigua i altres funcions ecosistèmiques
CATAP (2008)	Contribució de les mesures agroambientals i forestals
Stewart i Neily (2008)	Gestió de classes (forestals) intensives o extensives
Vallega (2008)	Acció institucional: eficiència i eficàcia en la gestió del paisatge
LUCAS (2009)	Gestió de l'aigua i els boscos

- La nomenclatura emprada per tal d'englobar un conjunt d'indicadors semblants basa el seu nom en algun element comú de tots els indicadors agrupats.
- D'altra banda, en alguns casos s'ha pogut classificar els indicadors amb el seu nom real, mentre que en d'altres, s'ha considerat aquells factors o elements que englobava l'indicador en qüestió. Per exemple, en el cas de la DIBA, l'indicador proposat s'anomena *mosaic territorial* i s'han considerat elements que hi tenen cabuda com són la fragmentació, la mida de les taques, els usos del sòl i el consum de sòl.

Criteris d'exclusió dels indicadors

- Existeixen indicadors de paisatge proposats per determinats autors que no han tingut cabuda en el recull. Es tracta d'indicadors força específics, els quals no era possible classificar dins dels genèrics que s'han establert en el present recull. Seria el cas, per exemple, de l'indicador *paisatges degradats o paisatges sota pressió* (Cassatella et al, 2011), el qual es defineix com una relació entre la suma de les superfícies emprades per activitats extractives/mineres, abocadors, pedreres, paisatges inestables i paisatges subjectes a erosió, i la superfície total de l'entitat territorial de referència.

5. Anàlisi dels indicadors de paisatge més emprats

5.1 Indicador 1. Usos del sòl

5.2 Indicador 2. Riquesa/Diversitat paisatgística

5.3 Indicador 3. Fragmentació

5.4 Indicador 4. Connectivitat

5.5 Indicador 5. Diversitat d'espècies

5.6 Indicador 6. Densitat de carreteres

5.7 Discussió de l'anàlisi

A continuació s'analitzaran els sis indicadors més emprats, segons l'anàlisi del *Capítol 4*, tot determinant quines fonts d'informació s'han emprat en diferents casos i quin ha estat el procediment a seguir. També s'estudiarà si es tracta d'indicadors universals, és a dir, que es puguin aplicar a qualsevol regió del món. D'aquesta manera, es pretén presentar una proposta d'estandardització d'aquests indicadors.

5.1 Indicador 1. Usos del sòl

Els usos del sòl apareixen en 25 dels 33 estudis analitzats (76%) (**Capítol 6**), ja sigui de manera explícita o implícita, és a dir, proposant una metodologia de càlcul o essent un dels elements mitjançant els quals es permet la determinació d'altres paràmetres.

Els elements del paisatge es poden descriure i categoritzar mitjançant diferents aspectes: com a biòtops, com a hàbitats o, d'una manera més simplificada i agregada, com a categories d'usos del sòl (Eiden *et al.*, 2000). Aquestes categories representen la interfase entre les condicions naturals i la influència humana al llarg del temps.

Sovint es diferencien els termes *usos del sòl (land use)* i *cobertes del sòl (land cover)*. Les cobertes del sòl són la distribució actual dels boscos, l'aigua, els prats, els deserts i altres elements físics del terreny, incloent aquells generats per les activitats humanes; mentre que els usos del sòl caracteritzen l'ús humà d'un tipus de coberta del sòl determinada (DG AGR, 2007). Un prat, per exemple, és una coberta, mentre que un prat de pastures o una pista de tennis es refereixen a l'ús d'una coberta herbàcia; una àrea de lleure és un ús del sòl que es pot aplicar a diferents tipus de cobertes: superfícies sorrenques com una platja, una àrea construïda com un parc, etc. (Di Gregorio i Jansen, 2000)

Tot i que encara no s'ha arribat a cap consens sobre com incloure els usos del sòl en ACV, sempre s'empra aquest terme (*land use*). Donat que es poden donar canvis en les cobertes per causes humanes, s'ha decidit focalitzar aquest indicador com a **Usos del Sòl**. No obstant, s'observarà en els següents apartats que les cobertes del sòl han estat molt aplicades en bona part dels estudis analitzats, de manera que caldrà tenir-les en compte a l'hora de definir l'indicador.

5.1.1 Mètodes de càlcul

5.1.1.1 Equacions més emprades

En general, la mesura més comuna és la **Proporció de Cobertes (P_x)**. La fórmula més emprada és del tipus (1):

$$P_x = \frac{\text{Àrea de la coberta X}}{\text{Àrea de cobertes total}} \quad (1)$$

on X fa referència al tipus de coberta del sòl (forestal, agrícola, urbà, etc.) (Botequilha *et al.*, 2006; DG AGR, 2007; CATAP, 2008; Fjellstad *et al.*, 2010). Ebert i Wade (2004), en la configuració del programa ATtILA (Analytical Tools Interface for Landscape Assessments), proposaven un càlcul similar però excloent tots els fluxos d'aigua de la zona d'estudi, amb un fórmula tal com (2):

$$P_x = \frac{\text{Àrea de la coberta X}}{\text{Àrea de cobertes total} - \text{Àrea d'aigua}} \quad (2)$$

Es considera que el resultat d'aquestes mesures mostra la composició del paisatge (Botequilha *et al*, 2006) i la qualitat ambiental a escales regionals. Les proporcions de cada tipus de cobertes del sòl en zones de ribera, per exemple, poden ser emprades per analitzar la qualitat de l'aigua i els impactes sobre els hàbitats (Ebert i Wade, 2004), ja que les zones de ribera amb elevades cobertes forestals i humides són bons filtres front l'escolament de fertilitzants i altres contaminants i donen lloc a hàbitats de gran qualitat amb gran varietat de fauna i flora.

No obstant, per tal que l'ús d'aquest mètode sigui adequat per a la seva aplicació, caldrà especificar un o dos tipus de cobertes. Si no fóra així, es calcularia la fracció de cada coberta en el si d'un paisatge i, en sumar-les totes, el resultat de qualsevol anàlisi tindria com a resultat 1 (o 100%). Així doncs, donat que s'analitza el vessant natural del paisatge es proposa la mesura dels usos forestals i/o agrícoles, de manera que un paisatge amb una alta artificialització es veuria penalitzat. D'aquesta manera, la fórmula final seria com es mostra a (3).

$$P_x = \frac{\text{Àrea de coberta forestal} + \text{Àrea de coberta agrícola}}{\text{Àrea de cobertes total}} \quad (3)$$

5.1.1.2 Eina de càlcul

Un tema comú en la major part dels casos és l'ús dels **SIG** per tal de poder realitzar el càlcul de les superfícies i dels índexs i, d'altra banda, generar mapes on es mostrin les diferències al llarg de l'àrea geogràfica d'estudi i, si s'escau, al llarg del temps.

5.1.1.3 Altres propostes

Des d'un punt de vista tant quantitatiu com qualitatiu, l'OPC, tot basant-se en la proposta de les CQC al Regne Unit, presenta l'indicador **Transformació del paisatge - Canvis d'usos del sòl**, el qual proposa una escala de mesura d'unitats de paisatge. Dos aspectes tenen especial rellevància en aquest indicador: la direcció, és a dir, si un paisatge canvia o no en un període de temps donat, i la magnitud, la qual dona informació sobre si un paisatge s'apropa als objectius de qualitat paisatgística o no (Llausàs, OPC, 2009).

Una de les característiques més significatives d'aquest indicador, segons les propostes del dos estudis esmentats, és la possibilitat de categoritzar l'indicador. Existeixen algunes diferències entre ambdós metodologies de classificació, exigint un major grau de precisió en el cas de les CQC. Els valors que pot prendre l'indicador es comparen a la **Figura 5.1**

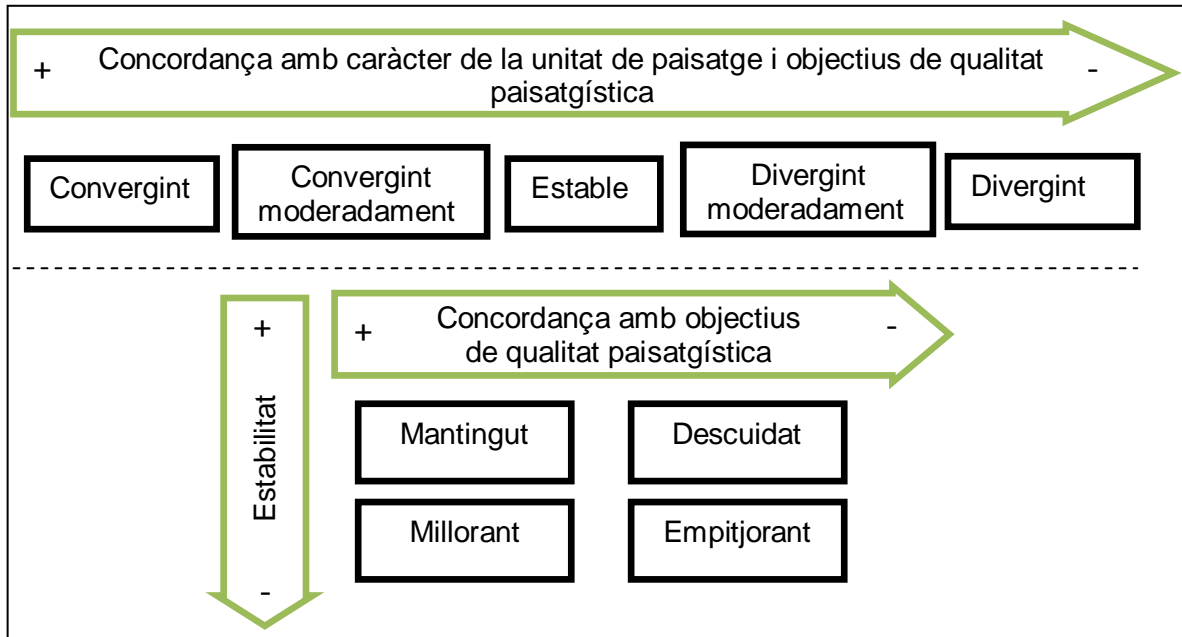


Figura 5.1 Categorització de l'indicador *Transformació del paisatge* segons l'OPC (amunt) i les CQC (abaix). Font: Adaptació de Llausàs, 2009

L'anàlisi dels canvis en els usos del sòl es va dur a terme mitjançant ortofotografies, mapes topogràfics i el Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya, tot agrupant els usos en 5 categories: espai artificialitzat, espai agrícola de secà, espai agrícola de regadiu, bosquines i prats i espai forestal (Llausàs, OPC, 2009).

En termes de la nomenclatura emprada en l'equació (1), es podria definir aquesta mesura del canvi o evolució dels usos del sòl mitjançant un increment relatiu de la superfície de cada ús entre dos períodes de temps determinants (4):

$$\text{Canvi en la coberta } X (t_1-t_0) = \frac{\text{Àrea de la coberta } X (t_1) - \text{Àrea de la coberta } X (t_0)}{\text{Àrea de la coberta } X (t_0)} \quad (4)$$

on $t_1 > t_0$.

5.1.2 Bases de dades i mètodes de classificació

Tal i com s'ha comentat anteriorment, els usos del sòl poden formar part d'altres indicadors compostos, com ara la riquesa, diversitat i fragmentació del paisatge, els quals basen els seus càlculs en els diferents usos i cobertes del sòl. Com a tals, però, els usos del sòl han d'estar ben definits, de manera que cal cercar la millor nomenclatura per tal de poder classificar-los correctament. És per aquest motiu que en aquesta Secció s'analitzarà com es classifiquen, quins problemes presenta aquest procés i quins tipus de bases de dades existeixen.

5.1.2.1 Les classificacions dels usos i cobertes del sòl

Les classificacions que s'han desenvolupat fins ara en l'àmbit de l'estudi del paisatge estan relacionades amb les cobertes del sòl, ja que es tracta de la coberta biofísica que s'observa sobre la superfície terrestre.

Hi ha hagut molts intents de crear estàndards internacionals per tal d'elaborar bases de dades de cobertes i usos del sòl i cobertes de biòtops, però en intentar poder ser útils a tot arreu pot ser que esdevinguin menys adequats per a un ús nacional (Fjellstad *et al.*, 2010). A més, sovint les classes no són prou adequades per a un objectiu particular, l'escala està relacionada amb un objectiu específic, la informació és obsoleta i hi ha barreges de cobertes actuals i potencials (Di Gregorio i Jansen, 2000).

Segons Di Gregorio i Jansen (2000), la classificació de referència més idònia hauria de comprendre els següents punts:

- Un llenguatge **científic** i comprensiu orientat a la pràctica.
- Cal que satisfaci les necessitats d'una **gran varietat d'usuaris**, és a dir, no ha d'estar orientada únicament a un projecte ni tenir un enfocament sectorial.
- Ha ser **potencialment aplicable com a sistema de referència** comú i permetre establir comparacions entre classes derivades de diferents classificacions.
- Ha de tractar-se d'un **sistema flexible** que pugui ésser emprat a diferents escales i diferents nivell de detall.
- Ha de ser capaç de **descriure totes les característiques** de les cobertes del sòl, és a dir, tant àrees forestals i conreades com les geleres i el sòl nu. A més, cada classe ha de tenir uns límits ben definits, no ambigus i únics.
- Cal que estigui adaptada per descriure tota la varietat de tipus de cobertes i usos amb la **mínima quantitat de classificadors possible**, de manera que hi haurà menys errors i caldrà menys temps per validar la classificació al camp.
- S'ha de basar en una **descripció clara i sistemàtica** de la classe, mitjançant la definició de criteris de diagnòstic.

5.1.2.2 Bases de dades existents

Els estudis analitzats en el present projecte s'han basat en les classificacions existents, destacant, principalment, la base de dades CORINE (Co-ordination of Information on the Environment), un projecte iniciat per la Comissió Europea (Bossard *et al.*, 2000). La seva classificació ha estat presentada en capítols anteriors (**Secció 3.1, Taula 3.2**), ja que és emprada en estudis desenvolupats a Europa.

Partint de CORINE, va sorgir la necessitat d'elaborar un mapa de tipus d'hàbitats, ja que es va creure que la primera no estava dissenyada per explicar la distribució espacial de la biodiversitat. Aquesta base de dades és l'anomenada EUNIS (European Nature Information System), la qual comprèn 10 tipus d'hàbitats (Moss, 1998).

D'altra banda, des de la FAO es va realitzar una altra proposta, la Land Cover Classification System (LCCS), la qual defineix 8 tipus de cobertes del sòl principals, subdividides després en grups més concrets (Di Gregorio i Jansen, 2000).

Una altra de les bases de dades més conegudes és LUCAS (Land Use/Cover Area Survey), desenvolupada també dins del marc de la Comissió Europea. A diferència de les darreres, aquesta distingeix la classificació d'usos i de cobertes del sòl, les quals són subdividides en més grups (LUCAS, 2009). La **Taula 5.1** mostra un recull dels diferents tipus de cobertes i/o usos presentats per totes les classificacions esmentades.

S'observa com en les tres primeres existeixen algunes cobertes amb potencial per a esdevenir usos del sòl, ja que és probable que l'acció humana hi sigui més rellevant.

A banda d'aquestes, existeixen altres bases de dades que estan més enfocades a l'àmbit agrícola, com ara FSS (Farm Structure Survey) o MARS (Monitoring of Agriculture by Remote Sensing).

Taula 5.1 Mètodes de classificació de cobertes i/o usos del sòl en les diferents bases de dades.
 Font. Elaboració pròpia²

Cobertes																																	
CORINE	Superfícies artificials Zones agrícoles* Zones forestals amb vegetació natural i espais oberts Zones humides Superfícies d'aigua																																
EUNIS (hàbitats)	Marins Costaners i halofítics Aquàtics d'aigua dolça Zones humides Pradera Landes i matollars Forestals Poc vegetats o sense vegetació Cultivats recentment o regular i jardins* Construccions industrials i hàbitats artificials*																																
LCCS	Àrees terrestres cultivades i gestionades Vegetació terrestre natural i seminatural Àrees aquàtiques cultivades o àrees inundades regularment Vegetació aquàtica natural o semi-natural o vegetació inundada regularment Superfícies artificials i àrees associades Zones nues Masses d'aigua, neu i gel artificials Masses d'aigua, neu i gel naturals																																
Cobertes																																	
Usos																																	
LUCAS	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Cobertes</th> <th>Usos</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Terreny artificial</td> <td>Agricultura</td> </tr> <tr> <td>Terres de cultiu</td> <td>Activitats forestals</td> </tr> <tr> <td>Zona forestal</td> <td>Pesca</td> </tr> <tr> <td>Matollar</td> <td>Mineria i activitats extractives</td> </tr> <tr> <td>Prats</td> <td>Caça</td> </tr> <tr> <td>Terra nua</td> <td>Producció d'energia</td> </tr> <tr> <td>Aigua</td> <td>Indústria i manufactura</td> </tr> <tr> <td>Zona humida</td> <td>Transport, xarxes de comunicació, emmagatzemament i treballs de protecció</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Tractament d'aigua i residus</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Construcció</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Comerç, finances i empresa</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Serveis comunitaris</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Recreació, temps lliure i esport</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Residencial</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Sense ús</td> </tr> </tbody> </table>	Cobertes	Usos	Terreny artificial	Agricultura	Terres de cultiu	Activitats forestals	Zona forestal	Pesca	Matollar	Mineria i activitats extractives	Prats	Caça	Terra nua	Producció d'energia	Aigua	Indústria i manufactura	Zona humida	Transport, xarxes de comunicació, emmagatzemament i treballs de protecció		Tractament d'aigua i residus		Construcció		Comerç, finances i empresa		Serveis comunitaris		Recreació, temps lliure i esport		Residencial		Sense ús
Cobertes	Usos																																
Terreny artificial	Agricultura																																
Terres de cultiu	Activitats forestals																																
Zona forestal	Pesca																																
Matollar	Mineria i activitats extractives																																
Prats	Caça																																
Terra nua	Producció d'energia																																
Aigua	Indústria i manufactura																																
Zona humida	Transport, xarxes de comunicació, emmagatzemament i treballs de protecció																																
	Tractament d'aigua i residus																																
	Construcció																																
	Comerç, finances i empresa																																
	Serveis comunitaris																																
	Recreació, temps lliure i esport																																
	Residencial																																
	Sense ús																																

*Coberta considerada amb potencial per a poder esdevenir ús del sòl

² Bossard *et al.*, 2000; Moos, 1998; Di Gregorio, Jansen, 2000; Eurostat, 2009

5.1.2.3 Anàlisi de les bases de dades més rellevants

Donat que CORINE és el mètode més emprat en els estudis analitzats i LUCAS inclou tant cobertes com usos del sòl de forma separada, és idoni centrar-se en comparar l'adequació d'aquests per a la seva aplicació en l'indicador d'usos del sòl (Taula 5.2).

Taula 5.2 Avantatges i inconvenients de les bases de dades CORINE i LUCAS. *Font:* Adaptació del projecte IRENA

	Avantatges	Inconvenients
CORINE	<ul style="list-style-type: none"> • Cobreix la major part de la Unió Europea i els països de futura introducció en aquesta • Tant la primera versió com la segona (2000) fan servir la mateixa nomenclatura 	<ul style="list-style-type: none"> • Les unitats geogràfiques tenen una mida gran • La nomenclatura mescla categories • El primer CORINE va requerir un llarg període de recollida de dades (1986-1995)
LUCAS	<ul style="list-style-type: none"> • Informe cada 2 anys • Cobreix la totalitat de la Unió Europea • És possible incrementar la densitat de mostreig a nivell nacional • És fàcil crear matrius dels canvis de cobertes del sòl 	<ul style="list-style-type: none"> • Només es representatiu a nivell de la Unió Europea

Sembla que LUCAS presenta més avantatges funcionals que no pas CORINE. L'ús de la seva classificació permetria identificar i quantificar les cobertes del sòl, però també relacionar-les amb l'ús que en fa l'ésser humà (usos del sòl), arribant a un major nivell de detall. A més, entre les millores de la versió del 2009 s'hi han introduït els tipus de bosc, en relació amb els hàbitats presentats per EUNIS.

La dificultat en l'elecció d'una de les dues bases de dades que s'ha detectat és motiu d'estudi i controvèrsies en aquest àmbit. L'estudi IRENA (2009), per exemple, afirma que CORINE i FSS són les fonts de dades primàries principals, mentre que LUCAS i IACS (Integrated Administration and Control System) són les fonts de dades secundàries. No obstant, també aclareix que les resolucions de CORINE i FSS no són suficientment detallades com per descriure el paisatge.

D'altra banda, existeixen estudis que han intentat superposar-les, ja que s'afirma que les dues fonts d'informació són complementàries (Gallego, 2002), essent l'objectiu de CORINE el mapeig a escala més grollera i el de LUCAS la computació d'estimacions estadístiques a nivell europeu i a una escala més fina. D'aquesta manera, s'ha analitzat com millorar les estimacions LUCAS a partir de CORINE (Gallego i Bamps, 2008), ja que CORINE presenta biaixos i LUCAS és només un complement a escala administrativa, funcionant correctament a escala geogràfica.

Tot i així, des del punt de vista de l'ACV, es destaca la presència de CORINE com a base de dades a l'hora de caracteritzar els usos del sòl en les propostes de noves categories (**Secció 3.1**).

Així doncs, donat que l'elecció d'una sola font de dades presenta certa controvèrsia i tenint compte que l'aplicació de l'indicador s'emmarca en l'ACV, es conclou que la base de dades que es podria aplicar és **CORINE**, ja que s'ha trobat també el seu ús en algunes de les propostes de categories d'impacte ambiental analitzades. Tot i així, caldrà tenir en compte les seves limitacions.

5.1.3 Diagnosi final de l'Indicador 1. Usos del sòl

El primer indicador amb més importància per tal de caracteritzar el paisatge ha estat anomenat *usos del sòl*, el qual inclou els dos elements diferenciats de *cobertes* i *usos*.

La forma més senzilla de quantificació vindria donada per la mesura anomenada **Proporció de Cobertes forestals i agrícoles**, la qual s'ha observat que presenta poques complicacions de càlcul mitjançant les eines de SIG i ha estat emprada en diversos dels estudis analitzats amb anterioritat per tal de descriure quantitativament la composició de cada paisatge.

No obstant això, es tracta d'una simplificació, donat que els usos del sòl són emprats en nombrosos estudis com a base per al càlcul d'altres indicadors o índexs o, simplement, no es presenta cap especificació sobre l'ús o el càlcul d'aquest indicador. S'observarà, doncs, com els usos del sòl es trobaran presents en alguns dels següents indicadors seleccionats.


S'ha observat també com hi ha hagut altres propostes més complexes com és el cas de l'indicador de *Transformació del paisatge*, el qual permet una categorització dels resultats de forma clara i precisa.

S'ha discutit quina és la base de dades més adequada per tal de dur a terme una bona classificació de les cobertes i/o usos del sòl, presentant com a fonts principals CORINE i LUCAS. CORINE ha estat la més emprada en ACV, però LUCAS presenta una classificació amb la qual es poden relacionar cobertes i usos del sòl.

Així doncs, per tal d'assolir una anàlisi adequada però poc complexa, per tal de poder dur a terme el càlcul de l'indicador en ACV, s'ha proposat que:

- a) El mètode de càlcul a emprar serà **Proporció de Cobertes forestals i agrícoles**
- b) La font de dades serà **CORINE**, tot considerant possibles limitacions

Taula 5.3 Fitxa explicativa de l'Indicador 1. Usos del sòl. Font: Elaboració pròpia

INDICADOR 1. Usos del sòl	
Dades bàsiques	
Definició	Els usos del sòl caracteritzen l'ús humà d'un tipus de coberta del sòl determinada, entenent com a coberta, la distribució actual dels boscos, l'aigua, els prats, els deserts i altres elements físics del terreny, incloent aquells generats per les activitats humanes.
Grup al qual pertany	Grup 1. Característiques del paisatge
Mètode de càlcul seleccionat	
Definició	Proporció de cobertes forestals i agrícoles
Fórmula	$P_x = \frac{\text{Àrea de coberta forestal} + \text{Àrea de coberta agrícola}}{\text{Àrea de cobertes total}}$
Unitats	Tant per u
Font de dades	CORINE (Co-ordination of Information on the Environment) (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster)
Grau de consens dins la mostra (33 estudis)	
Indicador proposat pel 76% dels estudis	
Tendència desitjada	
Documentació emprada	
Ebert i Wade, 2004; Botequilha <i>et al.</i> , 2006; DG AGR, 2007; CATAP, 2008; Fjellstad <i>et al.</i> , 2010	
Notes complementàries	
Justificació del mètode	<ul style="list-style-type: none"> - L'ús d'aquesta fórmula és força estès. - És necessari escollir algun tipus de coberta, per tal que les regions més antropitzades obtinguin valors més baixos d'aquest indicador.
Justificació de les fonts	<ul style="list-style-type: none"> - S'ha emprat com a font primària d'informació en alguns casos - S'ha comprovat el seu ús en l'elaboració de noves propostes de categories d'impacte ambiental

5.2 Indicador 2. Riquesa/Diversitat paisatgística

El segon indicador de més utilitat dins del grup *Característiques del paisatge* és el de *Riquesa/Diversitat paisatgística*. Al llarg de l'anàlisi es decidirà quin és el terme més idoni per tal d'anomenar de forma més precisa aquest indicador, ja que en la primera selecció s'ha detectat l'ús dels conceptes "riquesa", "diversitat" i "heterogeneïtat", aquests darrers com a sinònims.

Aquesta heterogeneïtat pot tenir lloc de dues maneres (Forman, 1995):

- Com un gradient. El paisatge presenta una variació gradual al llarg del territori. Un gradient, però, no té límits, taques o corredors, però no per això no pot ser heterogeni. Tot i que els gradients són difícils de trobar, un bon exemple en podria ser un bosc tropical, on les espècies d'arbres varien gradualment al llarg del bosc.
- Com un mosaic. Els diferents elements estan agregats i donen lloc a límits i el paisatge pot estar format per taques i corredors.

Per entendre correctament aquests conceptes cal recórrer a l'ecologia del paisatge i el model de matriu-clapa-corredor (les clapes també es poden anomenar "taques" o "tessel·les"), segons el qual es defineix una "clapa" com una àrea homogènia no lineal que es discernible de tot allò que l'envolta; una "matriu" com l'ecosistema de fons o el tipus d'ús del sòl en un mosaic, caracteritzat per la seva extensió, l'elevada connectivitat i/o un major control sobre les dinàmiques, i un "corredor" com aquell element que pot connectar físicament espais distanciat (Forman, 1995; Llausàs, 2005). Un esquema simplificat d'aquest model es pot observar a la **Figura 5.2**.

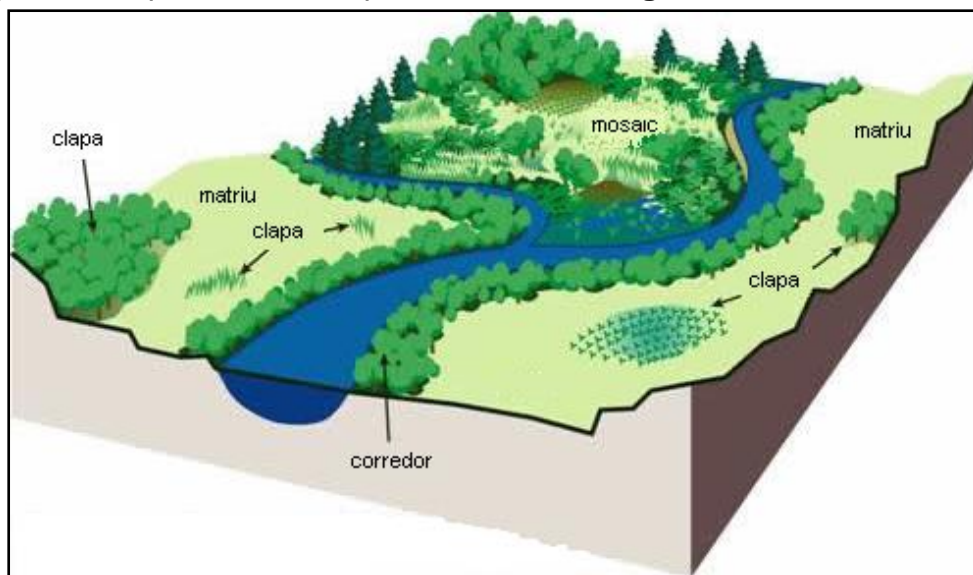


Figura 5.2 Representació del model matriu-clapa-corredor. Font: Adaptació de Arizona Board of Regents, 2007

Per tal de poder decidir quin és el millor indicador que cal emprar, s'analitzaran riquesa i diversitat per separat, entenent per riquesa el nombre de clapes diferents d'una regió (a partir dels usos del sòl) i com a diversitat la mesura del nombre de clapes de diferent tipus i la proporció d'àrea de distribució de cadascun d'aquests tipus de clapes.

5.2.1 Mètodes de càlcul: Riquesa

En primer lloc s'analitzaran alguns dels índexs més emprats per tal de calcular la riquesa paisatgística i poder valorar les seves potencialitats com a mètode de càlcul.

5.2.1.1 Riquesa de clapes

El mètode més simple ha estat localitzat en els estudis de McGarigal i Marks (1995) i Botequilha *et al.* (2006), els quals presenten l'índex **Riquesa de clapes (PR)** (*Patch Richness*), que consisteix en el nombre de tipus de cobertes del sòl diferents en un paisatge determinat (5), és a dir,

$$PR = s \quad (5)$$

on s és el nombre de tipus de clapes diferents presents en el paisatge.

Es pot afirmar que aquest índex és funció de l'escala d'estudi, ja que com més gran sigui una regió, més probabilitat hi haurà de trobar-hi més cobertes del sòl diferents. (McGarigal i Marks, 1995; Dramstad *et al.*, 1996). Aquests darrers autors posen de manifest que la riquesa de cobertes del sòl és un component de gran importància per a la diversitat i té una forta implicació amb les diversitat de plantes i animals present en el paisatge.

5.2.1.2 Índexs de riquesa relativa i variants

Un altre dels índexs que pot ser emprat per calcular la riquesa és l'**Índex de riquesa relativa (R)**, emprat per primer cop per Romme (1982) i Turner (1989), segons el recull realitzat per Cassatella *et al.* (2011), i usat també com a índex per altres autors (Forman, 1995; McGarigal i Marks, 1995; Farina, 2001; Ingegnoli, 2002; Botequilha *et al.*, 2006). Aquest índex (6) calcula la ràtio entre el nombre de tipus de clapes en un paisatge i el màxim possible, o el que és el mateix,

$$R = \frac{s}{s_{max}} \times 100 \quad (6)$$

on s és el nombre de clapes diferents i s_{max} és el màxim nombre possible de clapes diferents.

Aquest màxim potencial es pot explicar de la següent manera: Les cobertes del sòl d'una regió podrien ser X , però en una regió d'estudi més petita pot ser poc probable que es doni aquest nombre de cobertes. D'aquesta manera, si es comparen ambdues, es pot aconseguir una certa visió del nivell d'heterogeneïtat existent en la zona d'estudi (Botequilha *et al.*, 2006).

Algunes variants més complexes d'aquest índex són l'**Índex de Margalef** (7) (Margalef, 1958) i l'**Índex de Menhinick** (8) (Menhinick, 1964), els quals estableixen la relació anterior amb el nombre de clapes efectives, de manera que es corregeix l'efecte de l'augment de la riquesa amb l'àrea (Cassatella *et al.*, 2011).

$$R = \frac{s}{\ln(s)} \quad (7)$$

$$R = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (8)$$

on s és el nombre de clapes diferents i n és el nombre total de taques o elements del paisatge d'una regió determinada.

5.2.2 Mètodes de càlcul: Diversitat

5.2.2.1 Índex de Diversitat de Shannon

L'índex globalment més emprat per al càlcul de la diversitat és l'**Índex de Diversitat de Shannon (H)**, sorgit de la teoria de la informació de Shannon-Weaver (1949). Aquest va ser emprat per primer cop en ecologia del paisatge per O'Neill *et al.* (1988) i Turner (1989) (Cassatella *et al.*, 2011). De tots els estudis analitzats en aquest treball i que proposaven la mesura de la diversitat paisatgística, el 70% empraven aquest índex, la fórmula del qual es defineix com (9):

$$H = - \sum_{k=1}^s (p_k) \ln(p_k) \quad (9)$$

on s és el nombre d'elements del paisatge (clapes) i p_k és el quocient entre l'àrea ocupada per l'element k i l'àrea de la zona d'estudi (Forman, 1995; McGarigal i Marks, 1995; Pino i Rodà, 1999; Eiden *et al.*, 2000; Burel i Baudry, 2002; Ingegnoli, 2002; PAIS, 2002; IRENA, 2003; Ebert i Wade, 2004; Wascher, 2004; Junta de Andalucía, 2005; Farina, 2006; CATAP, 2008; LUCAS, 2009; Fjellstad *et al.*, 2010; Cassatella *et al.*, 2011).

El resultat d'aquest càlcul és el grau d'incertesa mitjà en predir que un element escollit aleatòriament pertanyerà a una determinada categoria (Cassatella *et al.*, 2011). Quan aquest s'aplica a l'àmbit paisatgístic implica que com més gran és el valor, més diversitat paisatgística hi ha.

5.2.2.2 Índex d'Equitabilitat (Evenness)

L'**Índex d'Equitabilitat** o **Índex d'Equitabilitat de Pielou (E)** mesura la distribució de les abundàncies relatives dels diferents elements del paisatge al llarg del mosaic (Cassatella *et al.*, 2011). És un índex que també presenta una àmplia aplicació, tot i que no tan elevada com en el cas del l'índex de Shannon (<50%). La seva fórmula de càlcul respon a (10):

$$E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{H}{\ln(s)} \quad (10)$$

on s és el nombre d'elements del paisatge i H és l'Índex de Diversitat de Shannon i E és l'Índex d'Equitabilitat (Forman, 1995; McGarigal i Marks, 1995; Eiden *et al.*, 2000; Ingegnoli, 2002; IRENA, 2003; Farina, 2006; LUCAS, 2009; Cassatella *et al.*, 2011).

Si la relació tendeix a 1, la diversitat real coincideix amb la màxima i el paisatge estarà caracteritzat per diversos elements de pes similar, mentre que si la relació tendeix a 0, no hi ha diversitat, existint solament un sol tipus de coberta (LUCAS, 2009; Cassatella *et al.*, 2011).

5.2.2.3 Índex de Diversitat de Simpson

Un altre dels índexs dels quals se n'ha trobat cert ús en la caracterització del paisatge és l'**Índex de Diversitat de Simpson (D)**, el qual té una interpretació més senzilla que l'índex de Shannon: el valor obtingut és la probabilitat que qualsevol element seleccionat a l'atzar sigui diferent dels altres. Com més gran és el valor, més diversitat (McGarigal i Marks, 1995). L'índex de Simpson respon a la fórmula (11):

$$D = 1 - \sum_{k=1}^s p_k^2 \quad (11)$$

on s és el nombre d'elements del paisatge (clapes) i p_k és el quocient entre l'àrea ocupada per l'element k i l'àrea de la zona d'estudi (Forman, 1995; McGarigal i Marks, 1995; Ebert i Wade, 2004).

75

5.2.2.4 Altres mètodes

- Índex d'Heterogeneïtat (HIX)

Dins de les anàlisis desenvolupades a Noruega en el marc del 3Q Norwegian Programme iniciat el 1998 (Fjellstad *et al.*, 2010), es va proposar, a banda de l'índex de Shannon, l'anomenat **Índex d'Heterogeneïtat (HIX)**, el qual també va ser recollit dins l'estudi PAIS (2002).

Aquest índex es calcula a partir del tipus de sòl dins d'un entramat de punts de 10x10 al llarg d'1km² i mitjançant la relació de cada punt amb el veí més proper, de manera que s'analitza la similitud entre els diferents tipus de sòls. D'aquesta manera, com més gran és la variació espacial, més dissimilitud i més gran és l'índex (Dramstad *et al.*, 2001).

- Evolució de la diversitat paisatgística

Un altre d'aquests mètodes més complexos és presentat per l'OPC (Llausàs, 2008) amb el títol d'**Evolució de la diversitat paisatgística**. Per al seu càlcul, es van escollir diferents criteris a partir dels quals uns paisatges s'havien de distingir dels altres, tals com:

- La proporció d'ocupació d'usos del sòl:
 - Artificialitzats
 - Agrícoles de secà
 - Agrícoles de regadiu
 - De bosquines i prats
 - D'espai forestal
- La densitat de carreteres
 - Principals
 - Secundàries
- La densitat de línies de ferrocarril
- La proporció de superfície cremada en els darrers 5 anys

Segons aquests criteris, s'agrupen les diferents unitats del paisatge similars i, després d'un procés estadístic més complex, es conclou que els territoris amb un nombre elevat d'unitats de paisatge amb perfils diferents són territoris amb una elevada diversitat paisatgística, i viceversa (Llausàs, 2008).

- Índex de diversitat de cobertes del sòl

Paral·lelament a l'estudi d'Eiden *et al.* (2000) dins d'un projecte de diversitat paisatgística de la Comissió Europea, Willems *et al.* (2000) van presentar la proposta d'un **índex de diversitat de cobertes del sòl**, el qual, a mode de simplificació, es basava en dos passos bàsics: el càlcul del nombre de cobertes del sòl a partir de CORINE en una cel·la de 3x3 km i l'agregació d'aquests resultats a nivell regional.

5.2.3 Anàlisi del mètode

S'ha observat en els **Apartats 5.2.1 i 5.2.2** que existeixen diferents maneres de calcular tant la riquesa com la diversitat paisatgística, tot i que només s'ha presentat els mètodes més rellevants. Tot i així, abans d'escollir quina és la millor fórmula per a l'objectiu que aquí ens ocupa, caldrà decidir què serà més idoni: riquesa o diversitat.

L'elecció es basarà en el principi conceptual que la riquesa només té en compte el **nombre** d'elements del paisatge diferents, sense tenir en compte que alguns són més **abundants** que els altres (Piñol i Martínez-Vilalta, 2006). La diversitat en canvi, té en compte aquests dos aspectes i els resultats seran, per tant, més fiables i exhaustius (Cassatella *et al.*, 2011).

És per aquest motiu que la millor manera d'anomenar aquest indicador és **Diversitat paisatgística**. Ara bé, ara caldrà escollir quin índex serà el més adequat per al seu càlcul.

Per grau d'aplicació, es pot dir que, dels índexs presentats, **l'índex de Shannon** és el dominant. És per això que es proposa emprar-lo com a fórmula per al càlcul de la Diversitat paisatgística. D'altra banda, es podria dir que aquest índex presenta algun avantatge, com ara que és sensible a la detecció de paisatges rars (IRENA, 2009).

D'altra banda, un element important és que els usos/cobertes del sòl tornen a ser un dels trets més característics d'aquest indicador, ja que la major part dels estudis es basen en aquests per tal de realitzar els càlculs. Existeixen també posicionaments diferents pel que fa a les bases de dades a utilitzar, de manera que es seguirà el mateix raonament que en el cas de l'**Indicador 1 (Secció 5.1)** i s'escollirà CORINE, donat que, a més, l'índex de diversitat de cobertes del sòl també en fa ús. També es farà ús d'ortofotografies per completar les dades.


5.2.4 Diagnosi final de l'Indicador 2. Riquesa/Diversitat paisatgística

S'han observat els dos punts de vista que es poden emprar per tal de determinar la varietat paisatgística en una regió: la riquesa i la diversitat. No obstant, tot analitzant les implicacions de cada una d'elles, s'ha decidit que, finalment, aquest indicador serà anomenat **Diversitat paisatgística**. Per a la seva explicació s'ha fet ús de termes referents a l'ecologia del paisatge: el model matriu-clapa-corredor, que també s'emprarà més endavant.

Un cop descartant les opcions metodològiques de la riquesa, s'ha escollit, dins dels mètodes dels mètodes de càlcul principals presentats per diferents estudis, l'**Índex de Diversitat de Shannon** pel seu elevat grau d'aplicació.

S'ha detectat també que aquests índex s'apliquen, principalment, sobre les cobertes/usos del sòl, tal i com s'havia predit amb anterioritat. A tals efectes, i donada la dificultat a l'hora d'escollir una sola de base de dades, s'emprarà **CORINE**, tal i com s'ha determinat en el cas de l'*Indicador 1. Usos del sòl*, així com ortofotografies quan calgui una compleció de les dades.

Taula 5.4 Fitxa explicativa de l'Indicador 2. Diversitat paisatgística. Font: Elaboració pròpia

INDICADOR 2. Diversitat paisatgística	
Dades bàsiques	
Definició	La diversitat paisatgística és una mesura del nombre de clapes de diferent tipus i la proporció d'àrea de distribució de cadascun d'aquests tipus de clapes
Grup al qual pertany	Grup 1. Característiques del paisatge
Mètode de càlcul seleccionat	
Definició	Índex de Diversitat de Shannon
Fórmula	$H = - \sum_{k=1}^s (p_k) \ln(p_k)$ <p>on s és el nombre d'elements del paisatge (clapes) i p_k és la relació entre l'àrea ocupada per l'element k i la zona d'estudi</p>
Unitats	Adimensional
Font de dades	<ul style="list-style-type: none"> - CORINE (Co-ordination of Information on the Environment) (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster) - Ortofotografies
Grau de consens dins la mostra (33 estudis)	
Indicador proposat pel 70% dels estudis	
Tendència desitjada	
Documentació emprada	
Forman, 1995; McGarigal i Marks, 1995; Pino i Rodà, 1999; Eiden <i>et al.</i> , 2000; Burel i Baudry, 2002; Ingegnoli, 2002; PAIS, 2002; IRENA, 2003; Ebert i Wade, 2004; Wascher, 2004; Junta de Andalucía, 2005; Farina, 2006; CATAP, 2008; LUCAS, 2009, Fjellstad <i>et al.</i> , 2010; Cassatella <i>et al.</i> , 2011	
Notes complementàries	
Justificació del mètode	<ul style="list-style-type: none"> - Priorització de diversitat front riquesa - Ús elevat de l'índex de Shannon
Justificació de les fonts	<ul style="list-style-type: none"> - S'ha emprat com a font primària d'informació en alguns casos - S'ha comprovat el seu ús en l'elaboració de noves propostes de categories d'impacte ambiental

5.3 Indicador 3. Fragmentació

El tercer indicador seleccionat, amb un 64% d'aplicacions és la *Fragmentació*, la qual es pot definir com el trencament d'un hàbitat, clapa o tipus de sòl en parcel·les més petites i/o la dissecció d'aquestes per la construcció de carreteres o elements similars (Ingegnoli, 2002).

La fragmentació acostuma a tenir una percepció negativa, ja que dona lloc a la pèrdua d'espècies animals i vegetals autòctones, la invasió d'espècies exòtiques, l'augment de l'erosió del sòl i una disminució de la qualitat de l'aigua, entre d'altres (Farina, 2006). No obstant, existeixen també efectes positius quan un paisatge rural es fragmenta a causa de corredors forestals o quan un paisatge forestal és modificat per les pastures, ja que, en aquest cas, hi té lloc un enriquiment de l'hàbitat (Ingegnoli, 2002).

Els efectes que es poden observar en una sèrie comparativa de mapes o ortofotomapes són (Burel i Baudry, 2002):

- Un decreixement de la superfície total de boscos.
- Un increment en el nombre de clapas (fragments), amb una posterior estabilització, i un decreixement de la seva superfície mitjana.
- Un augment del perímetre de les clapas en incrementar el nombre existent d'aquestes i un posterior decreixement lligat amb la disminució de la superfície.
- La importància de les vores (relació superfície/perímetre) disminueix, ja que disminueix la superfície.
- Un aïllament de les clapas.
- Un augment en l'heterogeneïtat del paisatge (amb una posterior disminució quan les zones boscoses són les dominants).

Així doncs, s'observarà com una clapa petita connectada a una xarxa de corredors tindrà possiblement més espècies i una taxa d'extinció local menor que en una taca de la mateixa mida però separada de la xarxa (Dramstad *et al.*, 1996).

Existeixen 5 passos en la fragmentació del paisatge, els quals es mostren a la **Figura 5.3**, que poden tenir lloc de forma simultània.

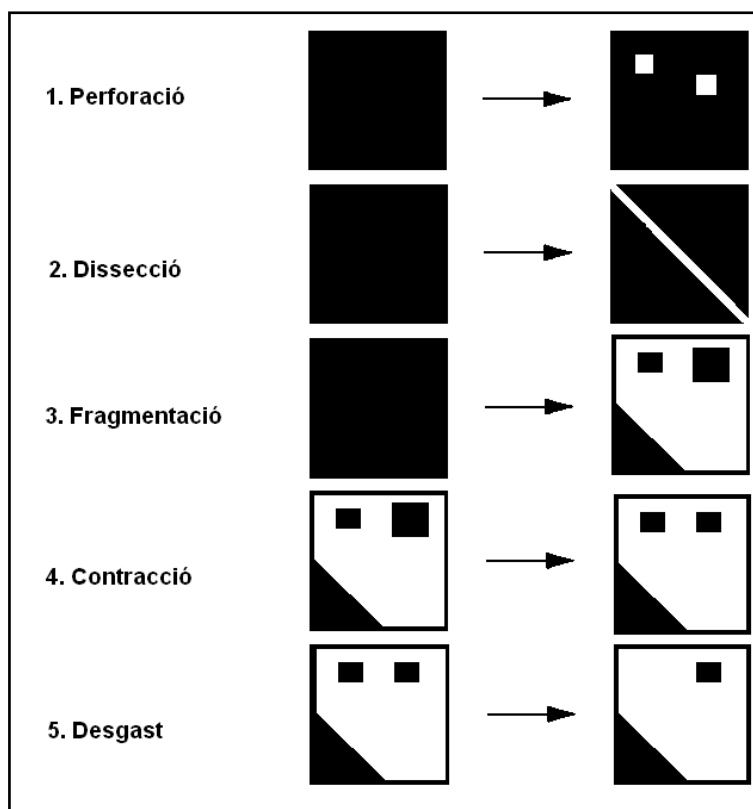


Figura 5.3 Passos en la fragmentació del paisatge. *Font.* Adaptació de Forman, 1995

S'anomena perforació al procés de "fer forats" dins d'un hàbitat o ús del sòl (per exemple, una clariana al bosc). Una altra manera d'iniciar la transformació pot ser la dissecció, a partir de la qual se subdivideix una àrea fent servir línies d'igual amplada (com una carretera). La fase de fragmentació consisteix en trencar l'hàbitat en petites parcel·les, mentre que la contracció implica la disminució de la mida d'aquestes parcel·les. Finalment, el desgast implica la desaparició d'alguna clapa o corredor (Forman, 1995).

Pel que fa a índexs, segons Jaeger (2000), dins dels índexs que s'han presentat per caracteritzar el paisatge, com ara la diversitat, el contagi, etc., pocs tracten exclusivament la fragmentació del paisatge de forma específica.

5.3.1 Mètode de càlcul

5.3.1.1 Índex de dissecció del paisatge (LDI)

Un dels índexs més emprats per al càlcul de la fragmentació, especialment en zones boscoses, és l'**Índex de dissecció del paisatge (LDI)**, introduït per Bowen i Burgess el 1981, i que respon a la fórmula (12):

$$LDI = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{\sqrt{\pi A_t \sum_{i=1}^n A_i}} \quad (12)$$

on P_i és el perímetre de n clapes, A_i és la mida de cada clapa i A_t és la mida total de la regió (Moss i Davis, 1994; Jaeger, 2000; Farina, 2006).

Un increment d'aquest índex implicarà una major presència d'hàbitats de vora, és a dir, en augmentar el perímetre de les clapes, hi haurà menys zones d'interior i més d'exterior.

5.3.1.2 Altres mètodes de càlcul

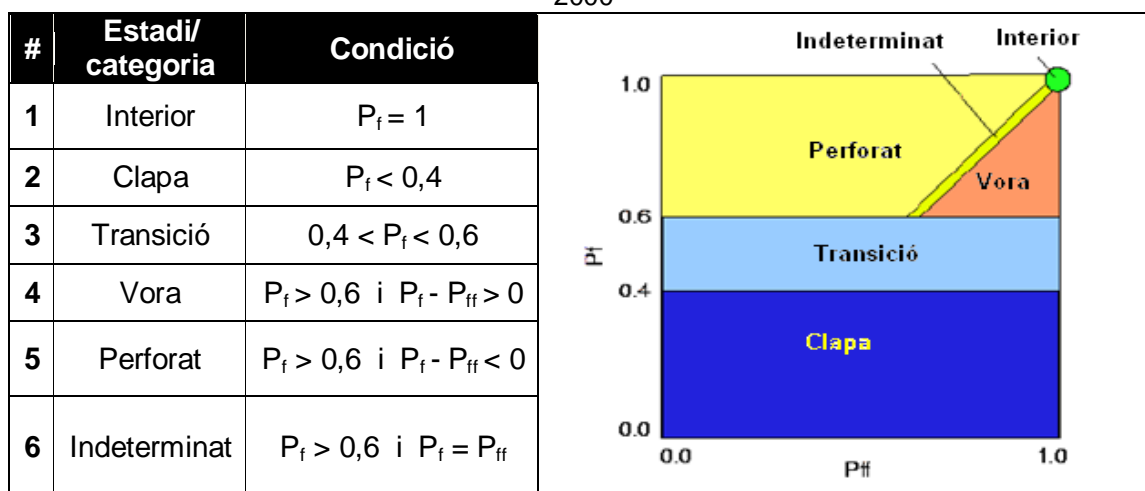
Existeixen altres propostes de càlcul de la fragmentació del paisatge, algunes de les quals es presenten a continuació.

- Model de fragmentació

Riitters *et al.* (2000) van proposar un mètode per mesurar la fragmentació, mitjançant el qual es podia associar el resultat amb algun dels estadis de fragmentació possibles. Aquests són similars als 5 passos de la **Figura 5.3**, tot i que la nomenclatura és lleugerament diferent.

La mesura es du a terme observant la quantitat de zones boscoses existents (píxels), en concret, la presència de píxels forestals adjacents al voltant d'un píxel forestal. A partir d'aquí, i entenent P_f com la proporció de píxels forestals i P_{ff} com la proporció de parells de píxels adjacents que inclouen com a mínim un píxel forestal, s'estableixen els diferents estadis segons il·lustra la **Taula 5.5**.

Taula 5.5 Mètode de mesura de la fragmentació i relació amb cada estadi. *Font: Riitters et al., 2000*



- Mesura de la fragmentació amb 3 variables

Altres autors han proposat noves mesures de la fragmentació argumentant una necessitat creixent de definir nous mètodes. És el cas de Jaeger (2000), qui presenta 3 mesures per caracteritzar la fragmentació del paisatge: el **grau de divisió del paisatge** (*degree of landscape division, D*), l'**índex de ruptura** (*splitting index, S*) i la **mida de malla efectiva** (*effective mesh size, m*), definides segons (13), (14) i (15), respectivament.

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_t}\right)^2 \quad (13); \quad S = \frac{A_t^2}{\sum_{i=1}^n A_i^2} \quad (14); \quad m = \frac{A_t}{S} = \frac{1}{A_t} \sum_{i=1}^n A_i^2 \quad (15)$$

on n és el nombre de clapes, A_i és la mida de n clapes ($i = 1, 2, \dots, n$), A_t és l'àrea total de la regió i S és el nombre d'àrees en què es pot dividir la regió (Jaeger, 2000).

La mida de malla efectiva també ha estat emprada per a calcular la fragmentació a Europa, seguint les directrius de Jaeger (2000) (Joint EEA-FOEN report, 2011).

- Aproximació de l'OPC

82

Des de l'OPC es va desenvolupar una proposta d'acord amb el tipus d'element fragmentador del paisatge: puntual, lineal o amb àrea (Llausàs, 2008). Es pot entendre un element puntual com una torre de telefonia, per exemple; un element lineal com una carretera, i un element amb àrea com un polígon industrial.

L'indicador de fragmentació final s'obté a partir de la suma dels 3 mapes derivats de cada un dels elements analitzats.

5.3.2 Anàlisi del mètode

Seguint el patró dels indicadors presentats anteriorment, el mètode de càlcul que es proposa emprar en aquest cas és l'**índex de dissecció de paisatge**, donat que és el més emprat. Tot i així, la resta de propostes presentades tenen també una elevada potencialitat per al seu ús, ja que en alguns casos s'han emprat per tal de caracteritzar la fragmentació del paisatge a Europa (Joint EEA-FOEN report, 2011).

La base de l'estudi també s'emmarca en els usos del sòl i en el model de matriu-clapa-corredor (**Secció 5.2, Figura 5.2**). És per aquest motiu, i donats els supòsits desenvolupats amb anterioritat, que es proposa l'ús de **CORINE** com a principal base de dades.

Donat que uns dels principals elements fragmentadors més importants són les infraestructures de transport, el Joint EEA-FOEN report (2011) va emprar com a segona base de dades **TeleAtlas Multinet®** (2009). Amb aquesta es poden obtenir dades a escala mundial sobre les principals carreteres, camins motoritzats, carreteres secundàries, carreteres de connexió local i línies de ferrocarril. És per aquest motiu, que es proposa emprar aquesta base de dades com a segona font de dades. Les ortofotografies o fotografies aèries també poden ser d'utilitat.

D'altra banda, els estadis de fragmentació poden servir com a eina orientativa i qualitativa sobre quin és l'estat del medi, però no es pretindrà classificar el paisatge, ja que aquest no és l'objectiu de l'indicador. Tot i així, conèixer en quin estadi es troba el paisatge pot ser una eina útil per tal de presentar accions i mesures de gestió per tal d'evitar que la fragmentació que té lloc en una àrea determinada continuï progressant.


5.3.3 Diagnosi final de l'Indicador 3. Fragmentació

Existeixen 5 fases en la fragmentació del paisatge (perforació, dissecció, fragmentació, contracció i desgast) mitjançant les quals es pot conèixer quin és el grau de fragmentació d'una àrea determinada.

L'índex més emprat i que, per tant, es proposa com a mètode de càlcul de la fragmentació paisatgística és l'**índex de dissecció del paisatge**. La seva base de càlcul es veurà de nou reflectida en els usos del sòl i també hi prendrà importància la definició dels elements característics del model de matriu-clapa-corredor.

La principal base de dades que es proposa emprar és **CORINE**, així com un complement a aquestes dades com pot ser **TeleAtlas Multinet®**. Les assumpcions a l'hora de dur a terme l'elecció de la font de dades principal s'han determinat en la **Secció 5.1**.

Taula 5.6 Fitxa explicativa de l'Indicador 3. Fragmentació. Font: Elaboració pròpia

INDICADOR 3. Fragmentació	
Dades bàsiques	
Definició	La fragmentació és el trencament d'un hàbitat, clapa o tipus de sòl en parcel·les més petites i/o la dissecció d'aquestes per la construcció de carreteres o elements similars
Grup al qual pertany	Grup 1. Característiques del paisatge
Mètode de càlcul seleccionat	
Definició	Índex de dissecció del paisatge
Fórmula	$LDI = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{\sqrt{\pi A_t \sum_{i=1}^n A_i}}$ <p>on P_i és el perímetre de n clapas, A_i és la mida de cada clapa i A_t és la mida total de la regió</p>
Unitats	Adimensional
Font de dades	<ul style="list-style-type: none"> - CORINE (Co-ordination of Information on the Environment) (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster) - TeleAtlas Multinet® (http://www.spatialinsights.com) - Ortofotografies
Grau de consens dins la mostra (33 estudis)	
Indicador proposat pel 64% dels estudis	
Tendència desitjada	
Documentació emprada	
Moss i Davis, 1994; Jaeger, 2000; Farina, 2006; Joint EEA-FOEN report, 2011	
Notes complementàries	
Justificació del mètode	- Elevat ús de l'índex de dissecció del paisatge
Justificació de les fonts	<ul style="list-style-type: none"> - S'ha emprat com a font primària d'informació en alguns casos - S'ha comprovat el seu ús en l'elaboració de noves propostes de categories d'impacte ambiental - La font secundària és més específica

5.4 Indicador 4. Connectivitat

L'últim indicador pertanyent al Grup 1. *Característiques del paisatge* que s'analitzarà en aquest estudi és la *Connectivitat*. Tot i que sovint s'empra aquest concepte amb un significat únic, és comuna la subdivisió en dos conceptes diferents: la connectància i la connectivitat (Forman, 1995; Pino i Rodà, 1999; Farina, 2006).

S'entén per connectància la “connexió des d'un punt de vista estructural, és a dir, la presència de connexions físiques entre els elements del paisatge que es consideren”, mentre que la connectivitat són “els aspectes funcionals de la connexió entre els elements de paisatge, com ara els patrons de moviment i migració de les espècies” (Pino i Rodà, 1999). La connectivitat és d'especial importància, ja que no només cal assegurar que es doni una connexió física, sinó que el més important és que els processos tinguin lloc.

S'observa, doncs, com la connectivitat és el contrari que la fragmentació i és una característica que cal potenciar. Donarà una indicació de com de complex és un sistema i permetrà determinar el grau de moviment que es permet a les espècies d'una regió determinada, permetent la colonització, per exemple (Dramstad *et al.*, 1996).

Tornant de nou al model de matriu-clapa-corredor, es considera que els corredors són els principals elements de la connectivitat en un paisatge (Ingegnoli, 2002). En aquest sentit, són tan importants els corredors dins l'àmbit rural (corredors fluvials, cinturons verds, etc.) com en l'àmbit urbà (camins eqüestres, avingudes boscoses, camins per bicicletes, etc.), ja que són tots connectors lineals que permeabilitzen el paisatge i interconnecten els sistemes (Ingegnoli, 2002).

5.4.1 Mètode de càlcul

En aquest cas, l'anàlisi de l'indicador se centrarà en dos mètodes de càlcul, que són dels més emprats en el càlcul de la connectivitat, de manera que tots els fonaments es presentaran al llarg del desenvolupament d'aquest mètode. Tot i així, Rayfield *et al.* (2011) van detectar un total de 61 mesures diferents de la connectivitat en 51 estudis diferents publicats entre 1982 i 2009, algunes de les quals es basen en l'adaptació dels índexs que es presenten a continuació.

Les formes de calcular i estimar la connectivitat més comunes vénen donades pel càlcul de l'**índex gamma de connectivitat de xarxes (γ)** i l'**índex alfa de xarxa de circuits (α)**, basats en l'aplicació i fonaments de la **teoria de gràfics** (Forman, 1995; Ingegnoli, 2002; Minor i Urban, 2008; Fjellstad *et al.*, 2010; Rayfield *et al.*, 2011). La teoria de gràfics va ser incorporada recentment en l'àmbit de l'ecologia del paisatge (Minor i Urban, 2008).

5.4.1.1 Teoria de gràfics. Conceptes

Un gràfic o una xarxa és un conjunt de nodes i camins, on els nodes són elements individuals dins la xarxa i els camins representen la connectivitat entre els nodes (Minor i Urban, 2008).

Per tal de comprendre correctament aquesta teoria, cal presentar alguns dels conceptes més importants que hi prenen part (**Figura 5.4**), com són (Minor i Urban, 2008):

- Grau nodal: Nombre de nodes que es estan connectats a un node determinat.
- Centre (*hub*): Node que es troba connectat a altres nodes diferents, és a dir, té un grau nodal elevat.
- Camí/corredor: Ruta existent des d'un node fins a un altre. Si dos nodes no són propers, el camí que hi hagi entre ells pot contenir altres nodes intermedis.
- Drecera: Camí que es pot inserir en el gràfic per tal que dos nodes que estan molt separats es puguin relacionar de manera directa.

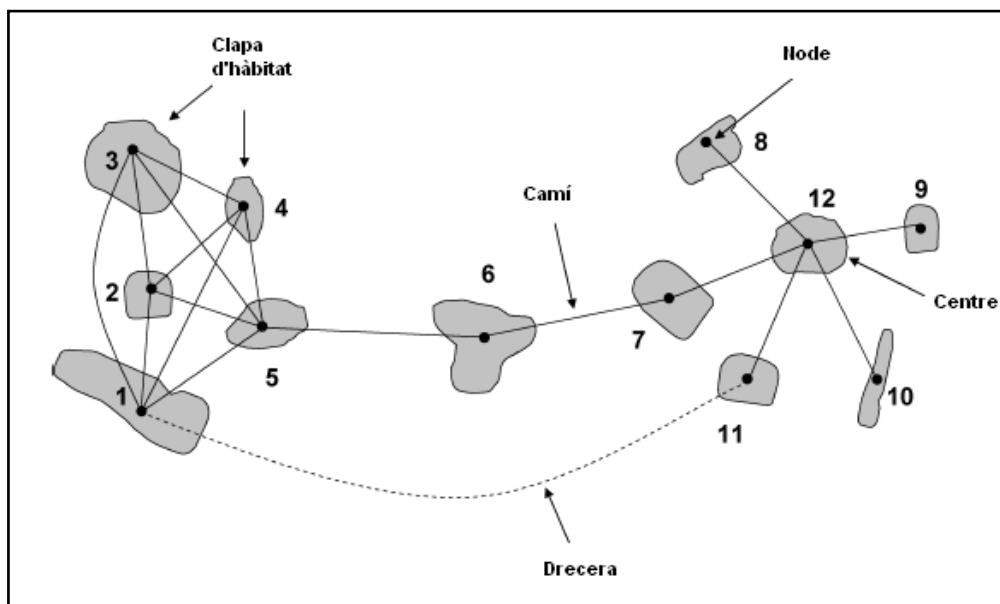


Figura 5.4 Exemple d'un gràfic o xarxa amb els concepte més rellevants. *Font:* Adaptació de Minor i Urban, 2008

5.4.1.2 L'índex gamma de connectivitat de xarxes

El primer mètode de càlcul que es presenta és l'**índex gamma de connectivitat de xarxes** (γ), el qual va ser ja introduït el 1973 per Taaffe i Gauthier. Aquest índex és la ràtio del nombre d'enllaços (camins) en una xarxa respecte el màxim nombre possible de camins en aquesta xarxa, seguint una equació tal com (16):

$$\gamma = \frac{L}{3(V-2)} \quad (16)$$

on L és el nombre de camins i V és el nombre de nodes (Forman, 1995; Ingegnoli, 2002; Rayfield *et al.*, 2011).

El nombre de camins es pot comptabilitzar directament a partir d'un mapa, mentre que el nombre màxim de camins es pot determinar comptabilitzant el nombre de nodes (tal i com defineix la fórmula).

Aquest índex varia entre 0 i 1. Si el resultat és zero, s'interpreta que cap dels nodes es troba enllaçat, mentre que si el resultat és 1, cada node es trobe enllaçat amb tots i cada un dels altres nodes (Forman, 1995).

5.4.1.3 L'índex alfa de xarxa de circuits

Un altre índex que presenta un ús força estès és l'**índex alfa de xarxa de circuits** (α), introduït pels mateixos autors que γ . Aquest índex mesura el nombre real de bucles dividit pel màxim nombre possible de bucles, segons la forma (17):

$$\alpha = \frac{L - V + 1}{2V - 5} \quad (17)$$

on L és el nombre de camins i V és el nombre de nodes (Forman, 1995; Ingegnoli, 2002).

Els resultats també varien entre 0 (xarxa sense circuits) i 1 (xarxa amb el màxim nombre de bucles). S'entén per bucle les rutes opcionals que permeten el moviment dels organismes per tal que puguin evitar perturbacions, depredadors i caçadors (Forman, 1995).

5.4.2 Anàlisi del mètode

L'anàlisi de la connectivitat es podria entendre de manera simple comparant amb les accions humanes: a la societat és d'interès saber quina serà la ruta més curta entre dues ciutats, quines són les àrees més connectades, quin és el millor lloc per col·locar-hi un camí, etc. (Forman, 1995).

Segons Forman (1995), existeixen evidències del moviment de les espècies al llarg de corredors, però hi ha poc coneixement empíric sobre el seu moviment per les xarxes. És per aquest motiu que en aquestes xarxes de tipus rectilini només es poden emprar els índexs α i γ . D'altra banda, també es desconeix en quin punt de la xarxa interaccionen els diferents elements amb la matriu del paisatge (nodes, corredors, etc.).

És la combinació entre connectivitat i sistema de circuits el que defineix una xarxa complexa. No obstant, les dues mesures són maneres alternatives de presentar la mateixa informació bàsica i és per això que alguns autors recomanen l'ús d'aquelles mesures més simples, mitjançant les quals es quantifiquin les ràtios bàsiques entre nodes i camins (Rayfield *et al.*, 2011).

Per tal de caracteritzar aquest indicador de connectivitat seria millor poder escollir un dels dos índexs a efectes de reduir la complexitat de càlcul. En

aquest cas, es proposaria emprar l'**índex γ** , per dues raons: (1) la seva aplicació s'ha observat en més casos que no pas l'índex α i (2) es pot aplicar en xarxes amb estructures lineals i no lineals.

Pel que fa a les fonts de les dades, els usos del sòl s'hauran de tenir en compte i, per tant, es recorrerà a l'ús de **CORINE** per tal de localitzar cada un d'ells. L'estudi del moviment de les espècies també serà important, ja que donarà idea de quins són els corredors més rellevants i es podrà completar la informació a partir de fonts de dades similars a les de l'Indicador 5. Riquesa d'espècies (**Secció 5.5**).


5.4.3 Diagnosi final de l'Indicador 4. Connectivitat

La connectivitat existent en un paisatge es pot determinar analitzant la complexitat de la xarxa de nodes i corredors que hi ha present, mitjançant la **teoria de gràfics**.

El mètode de càlcul que es proposa en aquest cas és l'**índex gamma de connectivitat de xarxes (γ)**, mitjançant el qual es pot obtenir una aproximació de l'estructura del paisatge. Els resultats obtinguts, a més, es poden emprar per dissenyar plans de restauració natural d'àrees d'interès, per exemple (Ingegnoli, 2002).

Donats els supòsits dels 3 indicadors presentats anteriorment, la base de dades proposada per determinar els usos del sòl és **CORINE**. A més, es proposa també analitzar el comportament de les principals espècies per tal de poder localitzar els corredors més importants.

Taula 5.7 Fitxa explicativa de l'Indicador 4. Connectivitat. *Font:* Elaboració pròpia

INDICADOR 4. Connectivitat	
Dades bàsiques	
Definició	Es coneix com a connectivitat els aspectes funcionals de la connexió entre els elements de paisatge, com ara els patrons de moviment i migració de les espècies
Grup al qual pertany	Grup 1. Característiques del paisatge
Mètode de càlcul seleccionat	
Definició	Índex gamma de connectivitat de xarxes
Fórmula	$Y = \frac{L}{3(V-2)}$ on <i>L</i> és el nombre de camins i <i>V</i> és el nombre de nodes. Els nodes són elements individuals dins la xarxa i els camins representen les rutes possibles que relacionen els nodes.
Unitats	Adimensional
Font de dades	- CORINE (Co-ordination of Information on the Environment) (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster) - Dades sobre les principals espècies
Grau de consens dins la mostra (33 estudis)	
Indicador proposat pel 42% dels estudis	
Tendència desitjada	
Documentació emprada	
Forman, 1995; Ingegnoli, 2002; Minor i Urban, 2008; Rayfield <i>et al.</i> , 2011	
Notes complementàries	
Justificació del mètode	- Elevat ús de l'índex gamma - Aplicabilitat en diferents tipus d'estructures
Justificació de les fonts	- S'ha emprat com a font primària d'informació en alguns casos - S'ha comprovat el seu ús en l'elaboració de noves propostes de categories d'impacte ambiental

5.5 Indicador 5. Diversitat d'espècies

L'Indicador 5 pertany al *Grup 2. Biòtops*, segons la classificació establerta pels indicadors i ha estat proposat pel 30% dels estudis analitzats (**Capítol 4**).

La diversitat d'espècies va molt relacionada amb la configuració del paisatge. Com més hàbitats hi siguin presents, la possibilitat de trobar un major nombre d'espècies és més gran (Dramstad *et al.*, 1996), depenent també de l'àrea de cada clapa, com s'ha vist amb anterioritat (**Secció 5.2**).

90

Així doncs, la fragmentació és un fenomen que també afecta la biodiversitat, ja que si una clapa gran es divideix en dues de més petites, l'hàbitat interior es perd i redueix la mida de les poblacions i el nombre d'espècies que viuen en aquestes zones internes (espècies d'interior) (Dramstad *et al.*, 1996). No obstant, això incrementa les espècies de vora, és a dir, les que viuen als extrems de les clapas, ja que amb la fragmentació aquests es faran més grans. S'observa d'aquesta manera com l'hàbitat està molt relacionat amb el nombre d'espècies.

5.5.1 Mètode de càlcul

Tal i com s'ha observat en el cas de l'Indicador 2 (**Secció 5.2**), existeixen diferents maneres d'avaluar quantitativament les espècies d'una zona: a partir de la riquesa o de la diversitat.

En un principi es volia seguir el mateix procés que en el cas de l'Indicador 2 (tot i que cal tenir en compte que aquest es basava en els usos del sòl), donat que la diversitat és una mesura que té en compte tant el nombre d'espècies com la seva presència. D'altra banda, s'ha trobat que a la majoria d'estudis analitzats s'emprava la diversitat d'espècies.

No obstant, s'ha detectat una certa complexitat pel que fa a l'obtenció de les dades que fa necessari l'ús de la **riquesa (R)**, en aquest cas.

Així doncs, l'expressió que s'empra en aquest cas serà (18), que representa el nombre d'espècies diferents presents en una regió (Piñol i Martínez-Vilalta, 2006):

$$R = s \quad (18)$$

on s és el nombre d'espècies diferents.

En aquest cas, doncs, es tracta d'un simple recompte de quantes espècies hi ha en una determinada regió, sense tenir en compte si unes són més abundants que les altres.

Tan és així que s'ha decidit que l'Indicador 5 passi a anomenar-se **Riquesa d'espècies**.

5.5.2 Fonts de dades

En aquest cas, l'anàlisi deixa d'estar emmarcat en els usos del sòl i les espècies passen a ser l'element protagonista.

El més comú en la majoria d'estudis desenvolupats en el camp de l'ecologia és dur a terme exhaustius mostrejos i recomptes a partir de dades de camp. Aquest fet serà viable si es realitza a escales territorials petites i el biaix de les dades provindrà de l'esforç de mostreig (Piñol i Martínez-Vilalta, 2006). D'altra banda, quan es desenvolupa una anàlisi d'aquest tipus, no es mostregen totes les espècies possibles en la zona, sinó que l'estudi se centra en un determinat grup, com ara un ramat o la vegetació arbustiva d'una parcel·la (Comunicació oral: Àngela Ribas³).

En canvi, si es tracta de l'anàlisi de regions més grans seria més convenient fer ús de bases de dades relacionades amb la biodiversitat. En el cas de Catalunya, per exemple, es troba a disposició del públic el Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya (Font *et al.*, 2012). A nivell mundial existeix el Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2012). Existeixen també bases de dades nacionals en els diferents països europeus i americans.

Tot i així, quan es fan anàlisis sovint és necessària informació específica en l'àmbit local i aquesta escala de detall no és usual en les bases de dades. És per això que caldrà recórrer, en aquest cas, a publicacions o reculls de dades locals que permetin obtenir la informació necessària o, si més no, alguna aproximació. Són usuals els reculls duts a terme per població aficionada o interessada en la natura, que identifica determinades espècies en les zones que freqüenta i en dóna constància, sovint, a d'altres organitzacions (Comunicació oral: Àngela Ribas). Aquests reculls són en realitat una informació molt valuosa que es pot emprar en determinats casos en què les dades que es cerquen comporten un cert grau de dificultat.

5.5.3 Anàlisi del mètode

Tal i com s'ha esmentat, el nombre d'espècies presents en una regió o àrea determinada pot ser molt elevat, ja que cal tenir en compte la presència de flora, briòfits, algues, fongs, líquens, vertebrats, invertebrats i/o artròpodes (Font *et al.*, 2012). Donat que l'obtenció de totes les espècies és una tasca complicada, es proposen diferents opcions per a l'anàlisi de la riquesa d'espècies:

Opció 1: Analitzar únicament la vegetació. El recull d'aquesta informació acostuma a ser més senzill que en el cas de la fauna, donat que la vegetació és immòbil i roman en el mateix lloc. Cal discutir, però, quin tipus de vegetació.

La informació referent als estrats arboris i arbustius és sovint la més abundant, però hi ha regions amb espècies característiques, com ara certes espècies de

³ Informació obtinguda gràcies a la col·laboració de la Dra Àngela Ribas, investigadora del Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)

flora, les quals és probable que es volguessin incloure en l'anàlisi. Tot i així, es podria considerar que aquests trets serien importants si es volgués comparar dues regions properes a les quals hi hauria d'haver les mateixes espècies. En aquest cas, seria important observar l'abundància de l'espècie a cada zona i la seva simple presència (riquesa) potser ja no seria tan significativa.

L'opció 1 de nivell d'anàlisi proposaria, doncs, analitzar la **riquesa d'espècies arbòries i arbustives**.

Opció 2: Analitzar la riquesa de les aus. Tal i com indiquen Suárez-Seoane *et al.* (2002), els ocells són un dels grups de vertebrats on s'observen de forma força clara les relacions entre la conservació del paisatge i la biodiversitat. S'han desenvolupat bases de dades amb una georeferenciació espacial bastant precisa, com ara l'*Atlas dels ocells nidificants de Catalunya* (1999-2002), i existeix una correcta classificació de les espècies segons el seu grau de conservació.

Sovint és important l'anàlisi de les espècies tenint en compte el seu grau de conservació i comparant la regió en la qual es troben. És possible que es protegeixi una regió perquè hi ha la presència d'un cert nombre d'espècies amb un grau d'amenaça, però quan s'estudia la situació a fons, sovint hi ha una riquesa superior en les zones no protegides que en les protegides (Pino *et al.*, 2003). Així doncs, en avaluar la riquesa caldrà tenir en compte no només les espècies amenaçades o amb algun grau de protecció, sinó totes les espècies- sovint les més característiques d'una regió per simplificar l'anàlisi- i el territori en el qual es troben.

Aquí els canvis en els usos del sòl hi juguen, doncs, un paper important (Pino *et al.*, 2003). La transformació d'una zona agrícola, per exemple, pot ocasionar una pèrdua de les espècies que habiten aquestes zones. Una bona manera d'avaluar la riquesa en aquestes zones podria ser, doncs, l'anàlisi de les aus agrícoles.

L'opció 2 de nivell d'anàlisi proposaria, doncs, analitzar la **riquesa d'avifauna**.

Opció 3: Analitzar vegetació i avifauna. Seria ideal poder analitzar conjuntament tant els estrats arboris i arbustius de vegetació com les espècies d'avifauna, ja que donaria una visió molt més àmplia. Tot i així, calcular la riquesa conjuntament potser no seria el més adient, donat que es tracta de diferents grups d'espècies.

És probable que no fos un mètode adequat per certs ambients, com ara l'agrícola, ja que als camps de conreu la presència arbòria i arbustiva no és tan important (considerant camps de conreu en actiu).

D'aquestes 3 opcions, es proposa l'aplicació de l'**Opció 1**, donat que és probablement la més adaptable a diferents hàbitats, tot i que hi pugui haver certes limitacions en el cas d'hàbitats agrícoles. Lligant amb els usos del sòl, la vegetació és el més fàcilment detectable i analitzar-ne la riquesa seria el més adequat, tot i les potencialitats de la riquesa d'avifauna.

5.5.4 Diagnosi final de l'Indicador 5. Riquesa d'espècies


Donades les dificultats pel que fa a l'obtenció de les dades d'abundància d'espècies d'arreu, s'ha proposat, en aquest cas, calcular la riquesa d'espècies d'una regió determinada. D'aquesta manera, el nom definitiu de l'Indicador 5 és **Riquesa d'espècies**.

S'ha observat que es tracta d'un indicador amb força restriccions geogràfiques, ja que les fonts d'obtenció de les dades varien des de bases de dades nacionals o regionals a petits registres o reculls duts a terme per petits col·lectius.

Dins de les espècies que es poden analitzar, s'ha proposat calcular la riquesa dels **estrats arboris i arbustius de la vegetació**, ja que es creu que la seva detecció a simple vista seria molt més clara, comparant amb el usos del sòl. No obstant, això no vol dir que els canvis en els usos del sòl no produeixin canvis en un altre grup d'anàlisi proposat com són les aus.

La finalitat d'aquest indicador serà, per tant, calcular la riquesa d'espècies arbòries i arbustives d'un determinat paisatge.

Taula 5.8 Fitxa explicativa de l'Indicador 5. Riquesa d'espècies. Font: Elaboració pròpia

INDICADOR 5. Riquesa d'espècies	
Dades bàsiques	
Definició	La riquesa d'espècies és el nombre d'espècies diferents que hi ha en una regió
Grup al qual pertany	Grup 2. Biòtops
Mètode de càlcul seleccionat	
Definició	Riquesa d'espècies arbòries i arbustives
Fórmula	$R = s$ on s és el nombre d'espècies diferents
Unitats	Nombre d'espècies
Font de dades	- Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya - Global Biodiversity Information Facility (GBIF) - Publicacions científiques - Reculls de dades de col·lectius o individuals
Grau de consens dins la mostra (33 estudis)	
Indicador proposat pel 30% dels estudis	
Tendència desitjada	
Documentació emprada	
Pino <i>et al.</i> , 2003; Piñol i Martínez-Vilalta, 2006; Font <i>et al.</i> , 2012	
Notes complementàries	
Justificació del mètode	- Priorització de riquesa front diversitat (dificultat en l'obtenció de dades) - Detecció senzilla de les espècies arbòries i arbustives (espècies no dinàmiques)
Justificació de les fonts	- Restriccions geogràfiques - Compleció de les dades amb fonts locals

5.6 Indicador 6. Densitat de carreteres

L'últim indicador que s'analitza amb detall en aquest estudi és la *densitat de carreteres*, el qual s'engloba dins del Grup 3. *Estressors humans (Capítol 4)*.

En el marc dels indicadors analitzats fins ara, es pot relacionar la densitat de carreteres amb un augment de la fragmentació, ja que aquestes han estat considerades com una de les principals causes d'aquest fenomen. No obstant, entre els seus efectes també hi tenen lloc (Stewart i Neily, 2008):

- Soroll, presència disruptora i contaminació
- Donar lloc a una barrera física
- Mortalitat, impactes vehiculars, enverinament, cacera i recol·lecció
- Competició i espècies invasores
- Canvi dels hàbitats per un increment en l'ús del sòl.

S'observa, doncs, com existeix una interrelació entre els diferents indicadors analitzats, és a dir, els usos del sòl, les espècies, la fragmentació i la connectivitat, fet que ja s'havia fet palès anteriorment.

5.6.1 Mètode de càlcul

5.6.1.1 Fòrmula de la densitat de carreteres

Una forma senzilla de calcular la densitat de carreteres és mitjançant la fórmula de la **densitat (ρ)** pròpiament dita, que es representaria tal com (19):

$$\rho = \frac{\text{longitud total de carreteres}}{\text{Àrea de la zona d' estudi}} \quad (19)$$

on la longitud de carreteres es troba en km i l'àrea d'estudi en km² (Ebert i Wade, 2004; Fjellstad *et al.*, 2010).

Una fórmula similar és emprada en l'indicador de densitat de carreteres elaborat pel Banc Mundial per cada país, on es representen els km de carretera per cada 100 km² de territori (Banc Mundial, 2011). S'especifica, en aquest cas, el tipus de via que s'inclouen a l'anàlisi, les quals són els camins motoritzats, autopistes, carreteres principals o nacionals, carreteres secundàries o regionals i altres carreteres urbanes i rurals.

5.6.1.2 Índex de carreteres

Una altra proposta per al càlcul és l'anomenat **índex de carreteres**, proposat per Stewart i Neily (2008). Aquest índex es basa en diferents elements de transport, no només en les carreteres, i comprèn la densitat dins del seu càlcul, però incorpora altra informació, de manera que es defineix a partir de 3 factors:

- El tipus d'element de transport: autopista, línies d'alta tensió, camins, etc.
- La densitat d'elements lineals en una àrea determinada
- La distància d'una àrea des de l'element de transport

A partir d'aquí, s'atorga un pes a cada tipus de via, de manera que l'índex final es defineix com (20):

$$\text{Índex} = \frac{P_{\text{camins}} + P_{\text{serveis}} \cdot 3 + P_{\text{totes vies}} \cdot 5 + P_{\text{c,grava}} \cdot 6 + P_{\text{c,paviment}} \cdot 10 + P_{\text{autopista}} \cdot 15}{4} \quad (20)$$

on P és la puntuació i c indica carreteres.

Aquest índex també s'ha aplicat per diferents usos del sòl en l'estudi desenvolupat per Stewart i Neily (2008).

5.6.2 Anàlisi dels mètodes

Tal i com s'ha remarcat en cada cas, el càlcul de l'indicador ha de presentar un grau de complexitat relativament baix per tal de facilitar la seva aplicació. En aquest cas, el mètode més idoni sembla ser l'anomenat com a **fórmula de la densitat de carreteres**. Mesurar les dimensions de l'àrea d'estudi presenta poca dificultat i és molt probable que ja sigui coneguda abans de començar les anàlisis i les SIG permeten obtenir les dimensions dels elements d'interès.

D'altra banda, és una forma emprada per organismes internacionals, com ara el Banc Mundial. L'existència de les dades a nivell nacional derivades dels estudis d'aquesta institució, permetran comparar els resultats i avaluar la situació en una regió determinada, fet que també es podrà dur a terme en el cas d'obtenir aquestes dades en algun dels altres indicadors analitzats.

A més, s'han desenvolupat diversos estudis per tal d'analitzar els efectes de la densitat de carreteres en poblacions silvestres. Forman (1995) en presenta un cas a les Rocalloses: quan la densitat de carreteres és 1 km/km², només la meitat de l'àrea total roman com a hàbitat per la població d'ants; quan la densitat assoleix els 3 km/km², només una quarta part és adequada com a hàbitat. Això demostra la utilitat de calcular la densitat d'aquesta manera.

Pel que fa a les fonts de dades, **CORINE** pot tornar a subministrar dades referents a les vies de comunicació, donat que són un tipus d'ús del sòl. En el cas de l'indicador de fragmentació s'ha fet esment de l'existència d'una base de dades anomenada **TeleAtlas Multinet**® que també podria ser d'utilitat per localitzar les diferents vies de transport. Donat que no s'ha trobat evidència de les fonts de dades emprades específicament per a aquest càlcul es proposa també la seva utilització, així com de fotografies aèries que permetin una visió real del territori.


5.6.3 Diagnosi final de l'Indicador 6. Densitat de carreteres

Després d'analitzar els impactes i la importància de l'estudi de la densitat de carreteres en una regió, es proposa emprar la **fórmula de la densitat de carreteres** per tal de realitzar-ne el càlcul.

L'**índex de carreteres** s'ha descartat, donat que s'han trobat menys aplicacions que en el cas de la fórmula de la densitat de carreteres i la comparació de les dades amb fonts internacionals és possible.

No s'han trobat evidències directes de quines fonts de dades han estat emprades en els estudis analitzats, però donada la similitud amb la resta d'indicadors, es proposa l'ús de **CORINE**, així com de **TeleAtlas Multinet®** i imatges aèries per obtenir una informació més detallada sobre l'estat de les vies de comunicació d'interès.

Taula 5.9 Fitxa explicativa de l'Indicador 6. Densitat de carreteres. Font: Elaboració pròpia

INDICADOR 6. Densitat de carreteres	
Dades bàsiques	
Definició	La densitat de carreteres és la quantitat de vies de comunicació per a trànsit rodat que es troben en una àrea determinada
Grup al qual pertany	Grup 3. Estressors humans
Mètode de càlcul seleccionat	
Definició	Fórmula de la densitat de carreteres
Fórmula	$\rho = \frac{\text{longitud total de carreteres}}{\text{Àrea de la zona d'estudi}}$ on la longitud de carreteres es troba en km i l'àrea d'estudi en km ²
Unitats	km/km ²
Font de dades	- CORINE (Co-ordination of Information on the Environment) (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster) - TeleAtlas Multinet® (http://www.spatialinsights.com) - Ortofotografies
Grau de consens dins la mostra (33 estudis)	
Indicador proposat pel 27% dels estudis	
Tendència desitjada	
Documentació emprada	
Ebert i Wade, 2004; Fjellstad <i>et al.</i> , 2010	
Notes complementàries	
Justificació del mètode	- Elevat ús de l'indicador - Comparació senzilla amb dades nacionals
Justificació de les fonts	- S'ha emprat com a font primària d'informació en alguns casos - S'ha comprovat el seu ús en l'elaboració de noves propostes de categories d'impacte ambiental - La font secundària és més específica

5.7 Discussió de l'anàlisi

Indicadors

Al llarg d'aquest capítol s'han analitzat els 6 indicadors amb un major grau d'ús en els estudis analitzats, que s'han detectat després del recull realitzat en el **Capítol 4**. Després de discutir les potencialitats de cadascun d'ells i les diferents metodologies disponibles per a la seva quantificació, s'ha conclòs que la nomenclatura final és la que segueix:

- Indicador 1. Usos del sòl
- Indicador 2. Diversitat paisatgística
- Indicador 3. Fragmentació
- Indicador 4. Connectivitat
- Indicador 5. Riquesa d'espècies
- Indicador 6. Densitat de carreteres

Interrelació entre indicadors

S'ha observat una presència important dels usos del sòl en la majoria d'indicadors, a part de la seva anàlisi particular a l'Indicador 1, fet que reforça la hipòtesi de la seva relació directa amb el paisatge, que ja s'havia detectat prèviament (**Secció 3.6**). D'altra banda, existeix una **interrelació** entre els diferents indicadors, ja que canvis en uns, poden donar lloc a canvis (positius o negatius) en d'altres, tal i com s'observa a la **Figura 5.5**. Les fletxes apunten cap a l'element afectat.

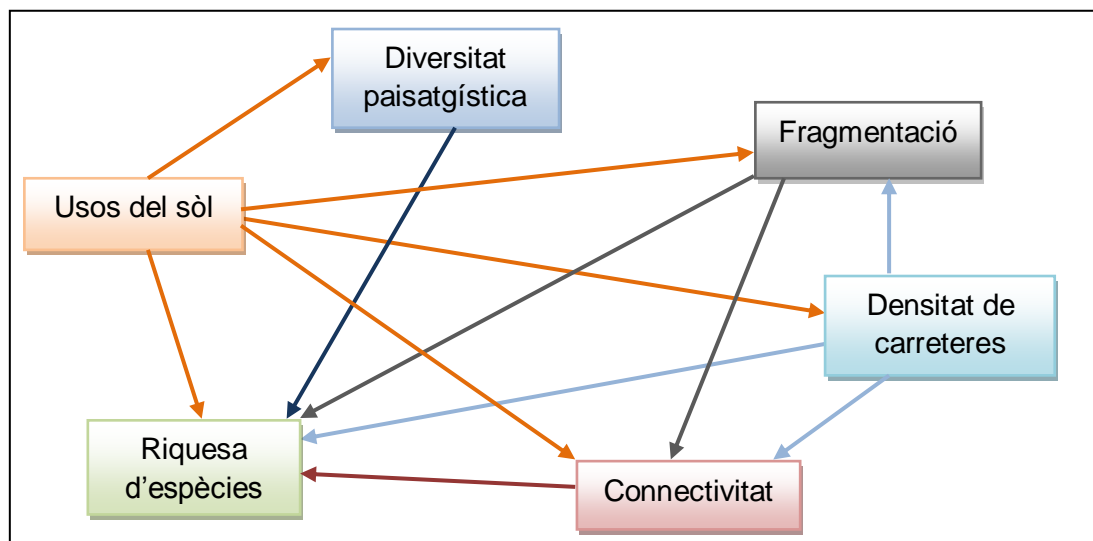


Figura 5.5 Interrelació entre els diferents indicadors. *Font:* Elaboració pròpia

D'acord amb la informació recopilada al llarg del capítol, les relacions més evidents són les que es presenten a la **Figura 5.5**. Gràficament s'observa com aquestes són de gran importància, sense deixar cap indicador lliure de relació amb un altre.

Es pot dir que només l'indicador *Riquesa d'espècies* no basa el seu càlcul en els usos del sòl, tot i que des d'un punt de vista comparatiu es podria analitzar

com varia la riquesa en funció del usos i que canvis en els usos del sòl poden comportar canvis en el nombre d'espècies. No obstant, aquest no és l'objectiu del càlcul.

Bases de dades

L'elecció d'una **base de dades** comuna d'usos del sòl no ha estat una tasca senzilla, donat que existeix controvèrsia sobre quina és la més adequada. Aquest és actualment encara un tema d'estudi en l'àmbit de la recerca (Gallego i Bamps, 2002). Tot i així, bona part de les assumpcions que s'han pres tenen com a fonament les noves propostes de categories d'impacte ambiental en ACV. D'aquesta manera, s'ha proposat l'ús de la base de dades CORINE per tal de realitzar les determinacions. Cal tenir en compte, però, que sovint es farà necessari utilitzar altres fonts complementàries, especialment en l'àmbit local (ortofotografies, registres locals, etc.) En el cas del càlcul de la riquesa, les fonts seran bases de dades de biodiversitat.

Sempre que s'emprin les bases de dades més adequades, en cada cas, els indicadors es podran aplicar a qualsevol regió del món. S'hauran d'analitzar les bases de dades disponibles i l'escala d'estudi (global, regional o local). La fórmula de càlcul hauria de poder ésser aplicable independentment de la regió, però és força probable que no es tinguin els mateixos reculls d'informació a tot el món, de manera que caldrà adaptar-se a cada situació.

Un altre element característic és l'ampli ús de les SIG per a l'anàlisi de les diferents característiques per part dels diferents estudis. L'actual repte en la recerca és acoblar **l'ACV amb les SIG**, de manera que es puguin subministrar les anàlisis geogràfiques necessàries per a l'aplicació espacial de l'ACV. Primeres aproximacions s'han dut a terme, per exemple, en la relació entre biodiversitat i usos del sòl (Geyer *et al.*, 2010; Núñez, 2010).

Punts febles

Tot i la selecció que s'ha realitzat, destacant la importància dels estudis d'ecologia del paisatge, Li i Wu (2004) van identificar **certes problemàtiques** en l'ús d'indicadors o índexs per caracteritzar el paisatge:

1. Sovint les relacions que es detecten entre els patrons de distribució del paisatge (mosaics) i els processos que tenen lloc a la natura no són certes o no tenen perquè tenir lloc.
2. En els estudis s'acostumen a emprar índexs amb poca rellevància ecològica, optant preferentment per la seva fàcil adaptació als programes informàtics.
3. Pot haver-hi confusió amb les dades obtingudes a diferents escales d'observació i anàlisi (global, regional, local).

Malgrat les limitacions existents, el present estudi proposarà una combinació dels 6 indicadors per tal d'obtenir una aproximació a un índex de paisatge. La definició d'aquests indicadors, però, ha portat associades una sèrie d'assumpcions, fet que es presenta com una via futura de recerca per tal de poder aprofundir en el tema. Algunes d'aquestes assumpcions són les següents:

- **Elecció de les fórmules de càlcul.** Les propostes que s'han presentat es basen fonamentalment en el grau d'ús de cada mètode o fórmula, però és probable que existeixin altres mètodes també adequats que no pas els aquí escollits.
- **Riquesa/Diversitat.** S'ha discutit molt el fet d'emprar la riquesa o la diversitat per avaluar la varietat d'espècies i de paisatges. En el cas de les espècies, s'ha proposat la riquesa perquè s'ha detectat una manca de fonts de dades de diversitat (de la proporció d'espècies en una regió determinada), però es proposa també aprofundir més en aquesta cerca.
- **Espècies arbòries/avifauna.** A l'indicador de riquesa d'espècies s'han fet moltes assumpcions, una de les quals ha estat decidir de quines espècies es calcularia la riquesa. Inclinar-se per vegetació i aus no ha estat una tasca fàcil i probablement existeix un mètode més idoni que permeti una avaluació més correcta de les espècies amb independència del medi en què es trobin.
- **Els usos del sòl com a base de càlcul.** S'ha observat com 5 dels 6 indicadors seleccionats requereixen bases de dades d'usos del sòl per tal d'obtenir un resultat. No obstant, seria interessant poder cercar altres mètodes que no incloguin els usos del sòl, si n'hi ha, per tal de poder-los comparar i veure'n les potencialitats i febleses. Així mateix, també seria adequat analitzar amb més profunditat quina de les bases de dades és més adequada (CORINE, LUCAS, etc.).

6. Proposta d'un índex de paisatge

6.1 Proposta 1. Índex bàsic de paisatge

6.2 Proposta 2. Índex ponderat de paisatge

6.3 Discussió de l'anàlisi d'un futur índex de paisatge

En el present capítol es discutiran algunes propostes sobre com es poden combinar els 6 indicadors seleccionats (*Capítol 5*) per tal de proposar un únic índex de paisatge i obtenir-ne una valoració integrada. Aquestes propostes són només una discussió, de manera que no es pretén entrar en el camp de la modelització matemàtica, sinó només començar la reflexió cap a un índex de paisatge que pugui ser considerat com a categoria d'impacte en ACV en el futur. Es presentaran, així, vies futures de recerca en aquest àmbit.

6.1 Proposta 1. Índex bàsic de paisatge

La primera aproximació més senzilla per a l'índex seria sumar els valors obtinguts en cada un dels indicadors, sense que cap d'ells domini sobre els altres, és a dir, tots els indicadors tenen el mateix pes, la mateixa importància.

D'aquesta manera, es podria definir amb una expressió tal com (21):

$$IP_b = P_x + H + LDI + \gamma + R + \rho \quad (21)$$

on IP és l'índex de paisatge,

P_x és la proporció de cobertes forestals i agrícoles (indicador usos del sòl),

H és l'índex de Shannon (indicador diversitat paisatgística),

LDI és l'índex de dissecció del paisatge (indicador fragmentació),

γ és l'índex gamma de connectivitat de xarxes (indicador connectivitat),

R és la riquesa d'espècies i

ρ és la densitat de carreteres.

Caldrà tenir en compte, però, els valors que prenen els indicadors per tal que el sumatori sigui possible, tal i com s'analitzarà a continuació (**Secció 6.1.1**). L'índex final serà adimensional.

6.1.1 Normalització dels resultats

Es proposa que cada indicador pugui prendre un valor en el rang de 0 a 1 (adimensional). P_x , H i γ ja es troben dins d'aquest rang, mentre que LDI , R i ρ no es troben definits dins d'un rang, tal i com es pot observar, per exemple, en el cas de Forman (1995) presentat a la **Secció 5.6.2**. Per tal de poder normalitzar aquests resultats, la proposta que es presenta és la cerca d'un valor màxim de cada indicador per a la regió d'estudi, ja sigui un valor local o nacional/regional. D'aquesta manera, essent el valor màxim representat com a E , els 3 indicadors es podrien definir segons la següent expressió (22):

$$\text{Indicador normalitzat} = \frac{\text{Valor de l'indicador}}{E} \quad (22)$$

Si E és el valor màxim que pot prendre, el valor de l'indicador normalitzat estarà comprès entre 0 i 1.

Una manera alternativa seria buscant funcions de transformació per a cada indicador, les quals permeten relacionar la magnitud d'un indicador i la qualitat ambiental expressada en unitats estandarditzades entre 0 i 1, essent 0 un valor pèssim i 1, un valor òptim (Gómez Orea, 2002). No obstant, sovint és difícil trobar aquesta classe de funcions per a tots els paràmetres. En aquest cas, només s'ha trobat en la bibliografia disponible una funció per a la riquesa d'espècies. Segons Spellerberg (1991) existeix una relació lineal entre la riquesa d'espècies i la qualitat ambiental (**Figura 6.1**).

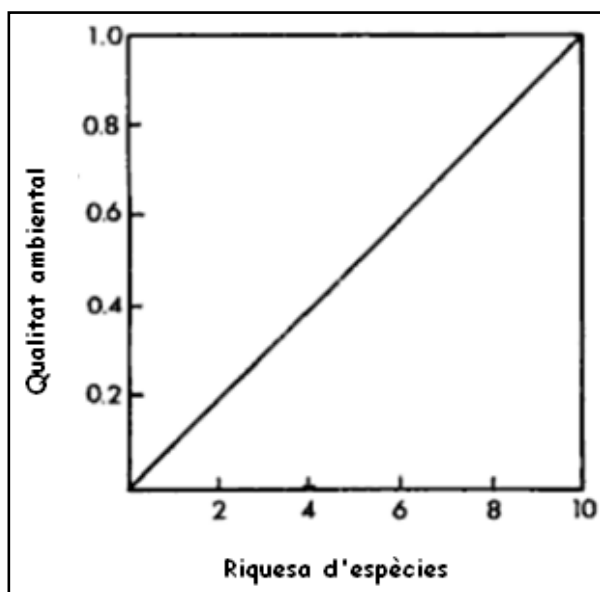


Figura 6.1 Funció de transformació per a la riquesa d'espècies. *Font:* Spellerberg, 1991

És per aquest motiu que es proposa la primera opció (22), tot i que aquest és un tema d'anàlisi i discussió important.

6.1.2 Anàlisi dels signes i rangs de la fórmula

Un sumatori potser no és la fórmula més adient per aquesta proposta. Com a índex de paisatge, el resultat hauria de ser el més elevat possible en els casos favorables i el mínim possible, en els desfavorables.

No obstant, en la fórmula (21) no hi té lloc aquest fenomen. Tenint en compte els valors normalitzats, si tots els indicadors obtinguessin un valor igual a 1, la suma total seria 6. Això, segons l'afirmació anterior, hauria de significar un paisatge òptim. Però existeixen dos indicadors, la fragmentació i la densitat de carreteres, que influeixen negativament en el paisatge. D'aquesta manera, aquests haurien de penalitzar el resultat i no pas millorar-lo.

Així doncs, en aquest cas es podria proposar calcular el valor complementari d'aquests indicadors, és a dir: 1 menys el valor obtingut en l'indicador – havent-lo normalitzat prèviament-. Així, s'obté la fracció complementària de l'indicador i que contribueix positivament en l'índex de paisatge. D'aquesta manera es pot continuar sumant els indicadors i no calen canvis en el signe, tal i com s'observa a (23):

$$IP_b = P_x + H + \left(1 - \frac{LDI}{E_{LDI}}\right) + \gamma + \frac{R}{E_R} + \left(1 - \frac{\rho}{E_\rho}\right) \quad (23)$$

A partir d'aquí, es podria definir el rang de l'IP a partir de dues premisses:

- a) Si s'obtinguessin valors màxims (1) en tots els indicadors positius (P_x , H, γ , R) i mínims (0) en els negatius (LDI, ρ), el valor d'IP seria 6 (valor màxim)
- b) Si s'obtinguessin valors mínims (0) en tots els indicadors positius i màxims en els negatius (1), el valor d'IP seria 0 (valor mínim)

D'aquesta manera es podria dir que IP es troba en un rang de [0,6].

6.1.3 Aspectes crítics a revisar de la proposta

107

Com ja s'ha comentat, el supòsit de realitzar un **sumatori és molt simple** quan en realitat existeix una major complexitat en l'elaboració d'índexs. La combinació és ja inicialment difícil a causa de la interrelació existent entre els diferents indicadors (**Figura 5.5**), ja que si, per exemple, es busca que la proporció d'usos del sòl forestals i agrícoles sigui elevada, és força probable que la diversitat paisatgística disminueixi.

D'altra banda, aquest sumatori no destaca la **importància de cada un** dels elements. És probable que algun d'ells tingui una contribució més gran en els canvis sobre el paisatge i això no es visualitza ni a la fórmula ni al resultat.

A més, podria donar-se el cas que algun dels indicadors tingués un valor molt baix i quedés compensat pel resultat d'algun altre, de manera que caldria establir **un valor mínim** per a cada indicador, diferenciant entre els que contribueixen positivament i negativa. D'aquesta manera, un valor molt baix d'un indicador asseguraria una penalització visible en el valor final de l'índex.

La **normalització** de les dades també es presenta com un problema, ja que sovint la informació necessària no es troba disponible. Emprar l'opció escollida, és a dir, dividir pel valor màxim de l'indicador, es presenta com un tema a discutir, ja que caldrà valorar en cada cas si s'utilitzen valors de tipus global, regional o local. És natural que si el valor màxim d'un indicador és de tipus global, el valor emprat en la resta d'indicadors a normalitzar també ho sigui, obtenint així una homogeneïtat en les dades i un càlcul més correcte. No obstant, no sempre és senzill/possible obtenir dades en la mateixa escala geogràfica i això presenta un problema.

És per això que una **funció de transformació** podria ser també de gran utilitat, tot i que trobar-ne una de concreta per a l'indicador que s'estudia tampoc és una tasca senzilla, en alguns casos. Així doncs, es proposaria una anàlisi més detallada d'aquests mètodes de normalització dels indicadors.

6.2 Proposta 2. Índex ponderat de paisatge

Donada la manca de diferenciació entre les contribucions dels diferents índexs, una segona proposta seria la millora de la fórmula (23) introduint una ponderació, tal que (24):

$$IP_p = aP_x + bH + c\left(1 - \frac{LDI}{E_{LDI}}\right) + d\gamma + e \frac{R}{E_R} + f\left(1 - \frac{\rho}{E_\rho}\right) \quad (24)$$

on a , b , c , d , e i f són els coeficients de cada indicador. Els supòsits sobre el plantejament del sumatori són els mateixos que en la Proposta 1.

108

Definir quant contribueix cada indicador a l'índex global és una tasca complexa. En aquest cas, com a proposta preliminar, es podria començar observant quins indicadors han estat més rellevants durant l'anàlisi (**Taula 6.1**). S'ha observat repetidament com els **usos del sòl tenen un gran pes**, ja que han estat proposats com a indicador en el 76% dels estudis analitzats, i a més, influeixen en la resta d'indicadors, ja que s'empren com a base per al càlcul i condicionen el seu resultat a causa de les interrelacions que existeixen. Així, en una primera aproximació es proposaria que a fos el coeficient amb un valor més elevat. Tenint en compte el grau d'aplicació de cada indicador, doncs, es proposa un ordre d'importàncies, és a dir, quins coeficients donaran un major pes a cada indicador. Un valor de 1 implica el valor més gran, mentre que 6 és el valor més baix.

El valor dels coeficients, però, també podria atendre a altres factors (a part del nombre d'articles que proposen cada indicador i el nombre d'interrelacions), com ara especificitats regionals, valoracions per part d'experts o de la societat, etc. En realitat, el % d'aplicació és arbitrari, ja que hi pot haver més estudis que no s'han considerat i que pot ser que els indicadors més utilitzats ho siguin per ser més fàcilment mesurables i no per ser els més importants.

En aquest cas, no es pot determinar del cert quin seria el rang de l'IP, ja que dependrà dels valors que prenguin els coeficients.

Taula 6.1 Grau d'aplicació dels indicadors i relació amb el grau d'importància. *Font:* Elaboració pròpia

Indicador	% aplicació	Jerarquització proposada	Nombre de relacions*
Usos del sòl	76	1	5
Diversitat paisatgística	70	2	2
Fragmentació	64	3	4
Connectivitat	42	4	4
Riquesa d'espècies	30	5	5
Densitat de carreteres	27	6	4

*D'acord amb la **Figura 5.5**. Es consideren tant les fletxes d'entrada com les de sortida.

6.2.1 Aspectes crítics a revisar de la proposta

Establir un valor per a cada coeficient en base al grau d'aplicació de l'indicador pot no ser el mètode més adequat, ja que el fet que s'implanti menys no significa que la seva contribució en els canvis en el paisatge sigui menor. Sí que és cert en aquest cas, però, que els *usos del sòl* destaquen tant per la seva gran aplicació com per les interrelacions que tenen lloc amb els altres indicadors, fet que se suma a la seva importància. No obstant, existeixen altres indicadors que també destaquen pel nombre de relacions que s'hi poden associar. En realitat s'observa que tots es poden relacionar amb tots.

Aquesta determinació requereix la utilització de mètodes estadístics i de dades reals de cada indicador per tal de poder observar quin és realment el comportament de cada variable.

Tenint en compte anàlisis amb més profunditat també és possible que sorgeixi un debat sobre si cal emprar els sis indicadors o si se'n descarten alguns per manca d'aportacions rellevants a l'índex.

6.3 Discussió de l'anàlisi d'un futur índex de paisatge

Definir com s'integren els diferents indicadors en un sol índex de paisatge és una tasca complexa que no es pot determinar amb simples assumpcions.

Les propostes que s'han presentat són una discussió inicial sobre com es podria començar l'anàlisi d'aquest nou índex, assumint fórmules senzilles. En relació a aquestes últimes, seria més idoni partir d'una forma igual o similar a la de la Proposta 2, ja que presenta un grau de complexitat major que no pas la primera.

Les principals línies de recerca que caldria desenvolupar per tal d'obtenir una millor aproximació de l'índex de paisatge consistirien en:

- Determinar si els sis indicadors proposats són realment rellevants en la definició de l'índex, establint si cal excloure'n algun i/o incloure'n algun de nou.
- Analitzar la resta d'indicadors presentats en el recull (**Capítol 4**), detectant-ne els potencialment aplicables a l'índex, i cercar possibles nous indicadors que no s'hagin trobat dins la mostra d'estudis analitzada.
- Establir el grau d'interrelació existent entre els diferents indicadors i els problemes que la integració d'aquests pot presentar.
- Determinar el pes de cada indicador dins de l'índex mitjançant mètodes amb una major base estadística.
- Determinar el mètode més adequat per normalitzar els valors dels indicadors, tot analitzant el mètode proposat de determinació a partir d'un valor màxim i també les funcions de transformació.
- Analitzar la possibilitat d'establir valors mínims per a cada indicador per tal que els valors baixos comportin una penalització.

Amb una integració correcta i més aproximada a la realitat, es podrà optar a la proposta d'una nova categoria d'impacte relacionada amb el paisatge, fet que se surt dels límits d'anàlisi d'aquest estudi.

7. Conclusions
8. Referències
9. Acrònims i paraules
 - 9.1 Acrònims
 - 9.2 Paraules clau
10. Pressupost
11. Impacte ambiental del projecte
12. Programació

En aquest últim bloc es presentaran les conclusions extretes d'aquest estudi, així com les aportacions que se'n deriven.

També s'hi trobaran les referències bibliogràfiques emprades al llarg i un recull dels conceptes més rellevants, juntament amb un pressupost estimat del projecte i la temporalització de les activitats.

7. CONCLUSIONS

En aquest estudi s'ha analitzat com es caracteritza la dimensió natural del paisatge mitjançant indicadors, amb l'objectiu de poder fer una primera aproximació a un índex de paisatge que en un futur es podria presentar com a base per a una proposta de categoria d'impacte ambiental de paisatge dins l'ACV.

Així doncs, s'han cercat les darreres propostes de categories d'impacte i s'han establert relacions amb el paisatge. Després, a partir d'una mostra de 33 estudis, s'han detectat i classificat els indicadors de paisatge més emprats, per acabar analitzant-ne en profunditat 6 d'ells. Amb la combinació d'aquests, s'han presentat dues propostes d'índexs de paisatge. Sempre s'ha intentat mantenir una connexió amb l'ACV, ja que és el camp en el qual s'hauria de poder aplicar en el futur aquest índex.

A continuació es presentaran les conclusions de cada estadi de la recerca.

Paisatge, indicadors ambientals i ACV

La recerca inicial de l'estudi ha permès establir una relació entre 3 elements: el paisatge, els indicadors ambientals i l'ACV, cosa que ha estat necessària per tal de poder comprendre i desenvolupar els següents estadis de la cerca.

Els indicadors són una eina útil per tal de poder donar un valor als processos que tenen lloc al medi i que afecten una determinada variable d'interès. S'han analitzat en profunditat les seves característiques (grau de quantificació, homogeneïtat, representativitat, cost i interpretació) i s'han emprat en estadis posteriors per tal de caracteritzar la dimensió natural del paisatge.

Pel que fa a l'ACV, ha estat necessari conèixer en què consisteix i quines fases la conformen (Objectiu i abast, Anàlisi de l'inventari, Anàlisi de l'impacte i Interpretació) i s'ha prestat especial atenció en les diferents metodologies d'anàlisi d'impacte existents per tal de determinar quin és l'estat actual en el desenvolupament i ús de categories d'impacte, principalment.

Potencials categories d'impacte ambiental i relació amb el paisatge

S'ha observat, en primer lloc, que existeixen algunes **mancances** en l'ACV, com són:

- ***Dificultat en la selecció de categories d'impacte.*** Hi ha un manca d'estandardització en gran part de les categories d'impacte ambiental, fet que dificulta el desenvolupament d'una mètrica correcta que permeti dur a terme el recull de dades.
- ***Creació de noves categories d'impacte.*** Existeix una important discussió sobre si algunes categories d'impacte haurien de donar lloc a una

categoria d'impacte pròpia o si pel contrari és millor incloure-les dins d'altres que ja existeixen.

- **Exclusió de vectors d'impacte.** Determinats vectors d'impacte, com ara els usos del sòl o la biodiversitat, no es tenen en compte o s'analitzen en pocs casos.
- **Dependència de l'espai i el temps.** És necessari incloure referències geoespaciales en temes de paisatge per tal de poder destacar la sensibilitat de cada regió analitzada, ja que cada medi local es veu afectat d'una manera o altra als estressors que s'hi donen. Els models d'ACV són independents de l'espai i el temps i aquesta anàlisi no és possible.

La cerca de noves potencials categories d'impacte desenvolupades ha derivat en l'anàlisi de 5 vectors, els quals d'una manera o altra han estat treballats en ACV per a la seva inclusió i que tenen una relació directa o indirecta amb el paisatge:

1. Els usos del sòl
2. La biodiversitat
3. Les aigües superficials
4. Les propietats del sòl
5. El soroll

Aquesta anàlisi ha portat a la conclusió que el paisatge en la seva dimensió natural té una relació directa amb els usos del sòl i una relació més aviat indirecta amb els altres vectors, donat que canvis en els usos del sòl poden donar lloc a canvis (positius o negatius) en els altres. No obstant, no s'ha identificat una important presència del paisatge en la definició d'aquestes categories, fet que reforça la necessitat de desenvolupar-ne una d'independent.

Perspectiva d'indicadors de paisatge

La recerca d'indicadors/índexs per a la caracterització de la dimensió natural del paisatge ha derivat en una mostra de 33 estudis desenvolupats a diferents regions: organismes mundials i de la Unió Europea; Amèrica del Nord; Països europeus (excloent l'Estat Espanyol), i l'Estat Espanyol (per Comunitats Autònomes).

D'acord amb els estudis analitzats, els indicadors s'han classificat en 4 grups d'acord amb les seves característiques:

- Grup 1. Característiques del paisatge
- Grup 2. Biòtops
- Grup 3. Estressors humans
- Grup 4. Aigua

Les conclusions principals extretes de l'anàlisi de la situació dels indicadors de paisatge són les següents:

Anàlisi del paisatge en diferents regions

- **Gran sensibilitat en temes de paisatge a la Unió Europea.** El 33% dels estudis han estat desenvolupats als països europeus i el 27% del total de projectes és elaborat per organismes de la Unió Europea.
- Dins dels estudis analitzats, els més antics han estat elaborats a Amèrica del Nord, fet que representa un **major grau de maduresa en aquesta regió**. A més, els Estats Units és el país del qual s'ha obtingut un recull més important d'estudis (6).
- A l'Estat Espanyol s'han realitzat 5 estudis d'indicadors de paisatge, 3 d'ells de **Catalunya**. Destaca que els primers estudis que s'han analitzat en l'àmbit català daten dels anys successius als estudis nord-americans, fet que implica un **cert grau de maduresa**.

Indicadors utilitzats

- Independentment del país o regió, els estudis utilitzen en major mesura els indicadors del **Grup 1. Característiques del paisatge**.
- **Existeixen divergències pel que fa a indicadors d'ús mitjà.** Mentre que als països nord-americans els indicadors *força emprats* es localitzen al Grup 1, a Europa hi ha també una gran representació de la resta d'indicadors, majoritàriament entre *Biòtops* i *Estressors humans*.
- **Es detecta una relativa homogeneïtat a l'Estat Espanyol.** Els 5 estudis analitzats coincideixen en la proposta d'un determinat indicador (*Fragmentació*). Pel que fa a Catalunya, l'aportació té lloc de nou en els indicadors del Grup 1, així com en el Grup 3 (*Estressors humans*).
- **Important ús de les SIG** a l'hora de tractar les dades i obtenir informació sobre l'estat del paisatge.
- Mentre que des de l'ecologia del paisatge s'empren els mateixos indicadors i una nomenclatura comuna, analitzant altres estudis destinats a la gestió del paisatge, entre d'altres, s'ha trobat certa **manca de consens**. Això ha conduït a la **selecció d'una nomenclatura** pròpia que engloba diferents aspectes.

Desenvolupament dels indicadors de paisatge més emprats

Després de l'anàlisi de la situació dels indicadors i analitzant el seu grau d'aplicació en els diferents estudis de la mostra, s'ha limitat a 6 l'anàlisi detallat d'indicadors per tal de determinar la seva metodologia de càlcul, que són:

1. Usos del sòl (Grup 1)
2. Diversitat paisatgística (Grup 1)
3. Fragmentació (Grup 1)
4. Connectivitat (Grup 1)
5. Riquesa d'espècies (Grup 2)
6. Densitat de carreteres (Grup 3)

Les principals conclusions extretes d'aquesta anàlisi són:

- Paral·lelament a l'estudi de les potencials noves categories d'impacte ambiental, s'ha observat que **existeixen interrelacions entre els diferents indicadors**, cosa que implica que canvis en uns donen lloc a canvis en uns altres.
- La presència dels **usos del sòl és destacable**, ja que s'han proposat com a indicador en el 76% dels estudis analitzats i, a més, són àmpliament emprats com a base per a calcular la resta d'indicadors, a excepció de la riquesa d'espècies.
- Ha estat possible escollir una **fórmula de càlcul** per a cada un dels indicadors, recurrent sovint al grau d'ús de cadascuna per tal de poder prendre la decisió.
- Tal i com ja s'ha observat a l'hora de recollir els indicadors de paisatge, **les SIG són una eina molt estesa** per a realitzar el càlcul dels valors de cada indicador, ja que destaca la important base cartogràfica de les determinacions.
- S'ha detectat **certa controvèrsia pel que fa a l'elecció de les bases de dades** a emprar. S'ha escollit CORINE pel seu ús en altres propostes de categories d'impacte ambiental en ACV, ja que es pretén que aquesta sigui una proposta encaminada al desenvolupament d'una nova categoria d'impacte. En el cas de la riquesa, però, s'han cercat diferents fonts de dades. Altres fonts són les fotografies aèries, els reculls locals, etc.
- Els indicadors es poden aplicar a **qualsevol regió del món**, sempre i quan s'utilitzin les bases de dades adequades en cada cas.
- Existeixen **certes limitacions** pel que fa a l'ús d'indicadors de paisatge, ja que: cal tenir molt en compte els processos que tenen lloc a la natura per tal d'establir relacions causals; és costum emprar índexs poc rellevants; i es poden donar confusions pel que fa a les dades en funció de l'escala d'observació. En el cas dels indicadors analitzats en aquest estudi, s'han pres **certes assumpcions** sobre les quals caldria dur a terme més recerca en el futur.

Proposta d'un índex de paisatge

Finalment, s'han presentat dues propostes per tal de combinar els 6 indicadors i donar lloc a un índex integrat de paisatge: (1) un índex bàsic de paisatge i (2) un índex ponderat de paisatge. S'ha considerat més adequada la proposta (2), ja que té en compte que no tots els indicadors tenen el mateix grau d'importància dins de l'índex.

S'han presentat diferents problemàtiques, com són:

- Els **mètodes de normalització** que es poden emprar per a què els valors de tots els indicadors estiguin compresos entre 0 i 1 i l'índex sigui adimensional.
- Obtenir **el pes de cada indicador**. En aquest cas, s'ha optat per observar quin és el grau d'aplicació de cadascun.
- L'existència **d'interrelacions entre els diferents indicadors**, fet que complica l'anàlisi, ja que pot incrementar la importància d'alguns d'ells, com és el cas dels usos del sòl.
- És una **tasca complicada** proposar un índex sense un tractament estadístic complet i la confirmació del mètode de càlcul a partir de dades reals.

Línies futures de recerca

A partir de l'anàlisi dels indicadors i de les problemàtiques que presenta elaborar un índex integrat de paisatge, es proposen diferents punts que caldria estudiar en més profunditat en projectes futurs:

1. Analitzar **tots els indicadors proposats** pels diferents estudis, tot observant si n'han aparegut de nous, i es pot ampliar també la mostra. A partir d'aquí caldrà determinar si algun d'ells és prou rellevant com per ésser inclòs a l'índex i si algun dels 6 indicadors proposats és prescindible.
2. Cal establir quin és el **grau real d'interrelació** entre els diferents indicadors que defineixen i caracteritzen el paisatge en la seva dimensió natural, és a dir, amb valors numèrics o funcions matemàtiques. D'aquesta manera es podrà determinar si són tots realment necessaris per a definir l'índex i serà també un element important a l'hora de decidir quins són els pesos de cada indicador.
3. És necessari obtenir un **mètode estàndard de normalització** dels valors dels indicadors (0-1), de manera que caldria decidir si les funcions de transformació o aplicar el valor màxim són els mètodes més adequats. Així doncs, caldria determinar l'escala espacial d'aquest valor màxim, ja que les dificultats en l'obtenció de les dades poden portar a l'ús de dades tant globals, com regionals o locals. En el cas de les funcions de transformació, caldria analitzar quines són les més adequades en cada cas i/o desenvolupar-ne de noves en els casos que no existeixin.
4. Establir **els pesos de cada indicador** dins de l'índex de paisatge mitjançant mètodes amb base estadística.

5. A partir d'un **índex de paisatge** més concret i definit, es pot procedir al desenvolupament d'una proposta de categoria d'impacte de paisatge per tal que es pugui considerar la seva aplicació dins del marc de l'ACV.
6. Estudiar si existeix algun indicador que es pugui **recollir o recuperar d'alguna de les propostes de categories d'impacte ambiental**, per tal que aquest/s serveixi com a guia o model per a desenvolupar l'índex de paisatge.
7. Dur a terme una primera **proposta d'homogeneïtzació dels indicadors** de paisatge per tal que es pugui arribar a un major grau de consens tant pel que fa a nomenclatura com a mètodes de càlcul.
8. Analitzar la **regionalització** en paisatges concrets per tal de poder definir quins són els valors de l'índex de paisatge en cada cas.
9. **Aplicar les propostes a casos reals** i amb dades reals per tal d'analitzar la seva efectivitat. Catalunya podria ser-ne un bon exemple, ja que existeix una gran varietat de paisatges al llarg del territori.

8. REFERÈNCIES

- Agenda 21. UN Department of Economic and Social Affairs. Division for Sustainable Development.* [online] <http://www.un.org/esa/dsd/agenda21_spanish/index.shtml> [Accés Novembre 2011]
- ALTHAUS, HJ.; DE HAAN, P.; SCHOLZ, R.W. (2009): "Traffic noise in LCA. Part 1: state-of-science and requirement profile for consistent context-sensitive integration of traffic noise in LCA". *Int J Life Cycle Assess* 14:560–570
- ALTHAUS, HJ.; DE HAAN, P.; SCHOLZ, R.W. (2009): "Traffic noise in LCA. Part 2: Analysis of existing methods and proposition of a new framework for consistent, context-sensitive LCI modeling of road transport noise emission". *Int J Life Cycle Assess* 14:676–686
- ANTÓN, A.; CASTELLS, F.; MONTERO, J.I. (2005): "Land use indicators in life cycle assessment. Case study: The environmental impact of Mediterranean greenhouses". *Journal of Cleaner Production* 15:432-438
- Arizona Board of Regents (2007): "Watershed-scale Community Organization". The University of Arizona. [online] <http://ag.arizona.edu/watershedsteward/resources/module/Biotic/biotic_pg1.htm> [Accés Maig 2012]
- BAITZ, M.; KREISSIG, J.; WOLF, M. (2000): "Methode zur Integration der Naturraum-Inanspruchnahme in Ökobilanzen". *Forstw. Cbl.* 119 128-149
- BAITZ, M. (2002): "Die Bedeutung der funktionsbasierten Charakterisierung von Flächen-Inanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen". Universität Stuttgart.
- Banc Mundial* [online] <<http://data.worldbank.org/indicator/IS.ROD.DNST.K2>> [Accés Maig 2012]
- BARE, J. (2010): "Recommendation for land use impact assessment: first steps into framework, theory, and implementation". *Clean Techn Environ Policy* 13:7–18
- BECK, T.; BOS, U.; WITTSTOCK, B.; BAITZ, M.; FISCHER, M.; SEDLBAUER, K. (2010): "LANCA[®]. Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report".
- BENETTO, E.; DUJET, C.; ROUSSEAU, P. (2006): "Fuzzy-Sets Approach to Noise Impact Assessment". *Int J LCA* 11 (4) 222 – 228
- BENGTSSON, J., AHNSTRÖM, J., WEIBULL, A-C. (2005): "The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis". *Journal of Applied Ecology* 42, 261–269
- BLONK, H.; LINDEIJER, E.; BROERS, J. (1997): "Towards a Methodology for Taking Physical Degradation of Ecosystems into Account in LCA". *Int. J. LCA* 2 (2) 91 – 98
- BOSSARD, M.; FERANEC, J.; OTAHEL, J. (2000): "CORINE land cover technical guide - Addendum 2000". European Environment Agency

- BOTEQUILHA LEITAO, A.; MILLER, J.; AHERN, J.; MCGARIGAL, K. (2006): "Measuring Landscapes: A Planner's Handbook". Washington, DC: Island Press
- BOULAY, A.; BOUCHARD, C.; BULLE, C.; DESCHÊNES, L.; MARGNI, M. (2011): "Categorizing water for LCA inventory". *Int J Life Cycle Assess* 16:639–651
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. (1996): "The nature and properties of soils". 11th ed. Upper Saddle River (NJ): Prentice Hall
- BUREL, F; BAUDRY, J. (2002): "Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones". Madrid: Mundi Prensa
- BURGER, J.A.; KELTING, D.L. (1999): "Using soil quality indicators to assess forest stand management". *For Ecol Manage* 122:155-66
- CASSATELLA, C.; PEANO, A. (2011): "Landscape Indicators. Assessing and Monitoring Landscape Quality". Springer
- "Catàleg de Paisatge de les Terres de Lleida. Memòria" (2008). Observatori del Paisatge. Generalitat de Catalunya, Departament de Política Territorial i Obres Públiques.
- Coordinamento Associazioni técnico-scientifiche per l'Ambiente ed il Paesaggio (CATAP) (2008): "Indicatori per il paesaggio in Italia – raccolta di esperienze – gennaio 2008".
- "Countryside Quality Counts. Tracking Change in the English Countryside. Constructing an Indicator of Change in Countryside Quality" (2004). University of Nottingham and the Countryside Agency.
- Countryside Survey 2000*. [online] <<http://www.countrysidesurvey.org.uk/archiveCS2000/index.htm>> [Accés Novembre 2011]
- COWELL, S.J.; CLIFT, R. (2000): "A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment". *Journal of Cleaner Production* 8 321–331
- Decreto 120/2006 del Reglamento de Paisaje de la Comunidad Valenciana*.
- DG AGR Directorate - General for Agriculture and Rural Development (2007): "Rural development policy 2007-2013. Common monitoring and evaluation framework". [online] <http://ec.europa.eu/agriculture/rurdev/eval/index_en.htm> [Accés Març 2012]
- DI GREGORIO, A.; JANSEN, L.J.M. (2000): "Land Cover Classification System (LCCS). Classification Concepts and User Manual". FAO
- DRAMSTAD, W.E; OLSON, J.D.; FORMAN, R.T.T. (1996): "Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning". Harvard University. Island Press
- DRAMSTAD, W.E.; FRY, G.; FJELLSTAD, W.J.; SKAR, B.; HELLIKSEN, W.; SOLLUND, M.-L.B.; TVEIT, M.S.; GEELMUYDEN, A.K.; FRAMSTAD, E. (2001): "Intregating landscape-based values – Norwegian monitoring of agricultural landscapes". *Landscape and Urban Planning* 57 257-268

- EBERT, D.W.; WADE, T.G. (2004): "Analytical Tools Interface for Landscape Assessments (ATtILA). User Manual". US Environmental Protection Agency
- EIDEN, G.; KAYADJANIAN, M.; VIDAL, C. (2000): "Capturing Landscape Structures: Tools" en "From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union". European Commission and European Environment Agency
- EKVALL, T., FINNVEDEN, G. (2000): "Allocation in ISO 14041—a critical review". *Journal of Cleaner Production* 9 197–208
- "Environmental indicators: Typology and overview" (1999). European Environment Agency. Technical Report No 25.
- "EnRisk. European Risk Assessment for European Agriculture. Interim Report" (2003). European Centre for Nature Conservation
- European Environment Agency. *Environmental Terminology and Discovery Service*. [online] <<http://glossary.eea.europa.eu>> [Accès Novembre 2011]
- European Environment Information and Observation Network (Eionet) [online] <<http://www.eionet.europa.eu>> [Accès Novembre 2011]
- EUROSTAT (2009): "Landscape structure indicators from LUCAS" [online] <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Landscape_structure_indicators_from_LUCAS> [Accès Març 2012]
- EUROSTAT (2009): "LUCAS 2009 (Land Use/Cover Area Frame Survey). Technical reference document C-3: Land Use and Land Cover: Nomenclature". European Commission
- FAHRIG, L. (2003): "Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity". *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515
- FALKENMARK, M. (1986): "Fresh water - time for a modified approach". *Ambio* 15:192–200
- FARINA, A. (2001): "Ecologia del paesaggio. Principi, metodi e applicazioni. UTET, Turin
- FARINA, A. (2006): "Principles and methods in landscape ecology: towards a science of landscape". Dordrecht : Springer.
- FEITELSON, E.; CHENOWETH, J. (2002): "Water poverty: towards a meaningful indicator". *Water Policy* 4(3):263–281
- FEITZ, A.J; LUNDIE, S. (2002): "Soil Salinisation: A Local Life Cycle Assessment Impact Category". *Int J LCA* 7 (4) 244 - 249
- FINNVEDEN, G. (2000). "On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general". *Int J Life Cycle Assess* 5:229–238
- FJELLSTAD, W.; PUSCHMANN, O.; STOKSTAD, G. (2010): "Addressing the spatial resolution of agri-environmental indicators in Norway". Norwegian forest and landscape institute Ås, Norway

- FONT, X., DE CÁCERES, M., QUADRADA, R.-V. i NAVARRO, A. (2012). "Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya". *Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona*. [online] <<http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>> [Accés Abril 2012]
- FORMAN, R.T.T (1995): "Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions". Cambridge University Press
- FRANCO, V.; GARRAÍN, D; VIDAL, R. (2010): "Methodological proposals for improved assessments of the impact of traffic noise upon human health". *Int J Life Cycle Assess* 15:869–882
- GALLEGO, J. (2000): "Fine scale profile of CORINE Land Cover classes with LUCAS data" en "Building Agro Environmental Indicators. Focussing on the European area frame survey LUCAS". European Commission and European Environment Agency
- GALLEGO, J.; BAMPES, C. (2008): "Using CORINE land cover and the point survey LUCAS for area estimation". *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 10 467–475
- GALLOPIN, G. (2006). "Los indicadores de desarrollo sostenible: aspectos conceptuales y metodológicos", dins *Seminario de expertos sobre Indicadores de sostenibilidad en la formulación y seguimiento de políticas*.
- GEYER, R.; STOMS, D.M.; LINDNER, J.P.; DAVIS, F.W.; WITTSTOCK, B. (2010): "Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use". *Int J Life Cycle Assess* 15:454–467
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF)* [online] <<http://data.gbif.org/welcome.htm>> [Accés Abril 2012]
- GÓMEZ OREA, D. (2002): "Evaluación de impacto ambiental: Un instrumento preventivo para la gestión ambiental". Mundi-Prensa Libros. 2a Edició
- "Guidelines for Landscape and Visual Impact Assessment" (2002). Landscape Institute, Institute of Environmental Management and Assessment (London).
- GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M.A.J. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: "LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background". Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 2002, 692 pp.
- Grupo Kaizen, S.A.* [online] <<http://www.grupokaizen.com/bsce/bsce23.php>> [Accés Octubre 2011]
- HEIJUNGS, R.; GUINEÉ, J.; HUPPES, G. (1997): "Impact categories for natural resources and land use". Leiden University
- HEUVELMANS, G.; MUYS, B.; FEYEN, J. (2005): "Extending the Life Cycle Methodology to Cover Impacts of Land Use Systems on the Water Balance". *Int J LCA* 10 (2) 113 – 119
- "ILCD Handbook. International Reference Life Cycle Data System. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle

Assessment – Background document” (2010). *First edition*. Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability.

“ILCD Handbook. International Reference Life Cycle Data System. General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance” (2010). *First edition*. Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability.

“Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods” (2007). Ecoinvent. Swiss Centre for Life Cycle Inventory.

INGEGNOLI, V. (2002): “Landscape ecology: a widening foundation”. Berlin: Springer.

“IRENA Expert Meeting on Land-use / cover change, Landscape State and Characterisation of rural areas Joint Research Centre – Ispra, Italy. 23 – 24 June 2003” (2003). European Environment Agency

“ISO 14040. Environmental Management – Life cycle assessment – Principles and framework” (1997). International Organization for Standardization

JAEGER, J.A.G. (2000): “Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation”. *Landscape Ecology* 15: 115–130

JOLLIET, O.; MIILLER-WENK, R.; BARE, J.; BRENT, A.; GOEDKOOP M.; HEIJUNGS, R.; ITSUBO, N.; PEÑA, C.; PENNINGTON, D.; POTTING, J.; REBITZER, G.; STEWART, M.; UDO DE HAES, H.U.; WEIDEMA, B. (2004): “The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative”. *Int J LCA* 9 (6) 394 – 404

KÖLLNER, T. (2000): “Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity”. *Journal of Cleaner Production* 8:293-311.

European Environment Agency (EEA) (2011): “Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report”.

LANDSIS g.e.i.e. *et al.* (2002): “Proposal on Agri-Environmental Indicators. PAIS. Project summary”.

LESKE, A.; BUCKLEY, C.A. (2003): “Towards the development of a salinity impact category for South African environmental life cycle assessments: Part 1 – A new impact category”. *Water SA* 29 (3).

LESKE, A.; BUCKLEY, C.A. (2004): “Towards the development of a salinity impact category for South African life cycle assessments: Part 2 – A conceptual multimedia environmental fate and effect model”. *Water SA* 30

LI, H.; WU, J. (2004): “Use and misuse of landscape indices”. *Landscape Ecology* 19:389–399

LINDEIJER, E.; MÜLLER-WENK, R.; STEEN, B. (eds) (2002): “Impact Assessment of Resources and Land Use”. In: UDO DE HAES, H.A.; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.; HERTWICH, E.G.; HOFSTETTER, P.; JOLLIET, O.; KLÖPFFER, W.; KREWITT, W.; LINDEIJER, E.W.; MÜLLER-WENK, R.; OLSEN, S.I.; PENNINGTON, D.W.; POTTING, J.; STEEN, B. (eds) (2002): “Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice”. SETAC, Pensacola, USA, pp 11–64

“Life Cycle Approaches. The road from analysis to practice” (2005). UNEP/SETAC Life Cycle Initiative

Life Cycle Assessment. University of Agder [online]
<<http://grimstad.hia.no/puls/climatechange/nns05/14nns05a.htm>> [Accés
Desembre 2011]

LIU, Y.; NIE, Z.; SUN, B.; WANG, Z.; GONG, X. (2010): “Development of Chinese characterization factors for land use in life cycle impact assessment”. *Science China. Technological Sciences* 53 6: 1483–1488

LLAUSÀS I PASCUAL, A. (2005): “Caracterització i anàlisi dels canvis paisatgístics de les closes a la Plana de l’Alt Empordà a una escala de detall per al període 1957-2001”. Universitat de Girona

LLAUSÀS I PASCUAL, A. (2008): “Bases conceptuals i metodològiques dels indicadors 1.1, 2 i 3 de l’Observatori del Paisatge de Catalunya. Document de treball”. Observatori del Paisatge de Catalunya

MAES, W.H.; HEUVELMANS, G.; MUYS, B. (2009): “Assessment of Land Use Impact on Water-Related Ecosystem Services Capturing the Integrated Terrestrial-Aquatic System”. *Environ. Sci. Technol* 43, 7324–7330

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. (1995): “FRAGSTATS. Spatial Patterns Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Version 2.0”. Oregon State University, Corvallis

MICHELSEN, O. (2008): “Assessment of Land Use Impact on Biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway”. *Int J LCA* 13 (1) 22–31

MILÀ I CANALS, L.; ROMANYÀ, J.; COWELL, S.J. (2007): “Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of ‘fertile land’ in Life Cycle Assessment (LCA)”. *Journal of Cleaner Production* 15 1426-1440

MILÀ I CANALS, L.; BAUER, C.; DEPESTELE, J.; DUBREUIL, A.; FREIERMUTH KNUCHEL, R.; GAILLARD, G.; MICHELSEN, O.; MÜLLER-WENK, R.; RYDGREN, B. (2007): “Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA”. *Int J LCA* 12 (1) 5 – 15

MILÀ I CANALS, L. (2007): “Land Use in LCA: A New Subject Area and Call for Papers”. *Int J LCA* 12 (1) 1

MILÀ I CANALS, L.; CHENOWETH, J.; CHAPAGAIN, A.; ORR, S.; ANTÓN, A.; CLIFT, R. (2009): “Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways”. *Int J Life Cycle Assess* 14:28–42

MINOR, E.S.; URBAN, D.L. (2008): “A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning”. *Conservation Biology*, 22(2) 297–307

MOOS, D. (1998): “EUNIS habitat classification - Cross references between the EUNIS habitat classification and (i) Annex I of the EU Habitat Directive (92/43/EEC) and (ii) the CORINE land cover nomenclature.- Draft version”. European Environment Agency

- MOSS, M.R.; DAVIS, L.S. (1994): "Measurement of spatial change in the forest component of the rural landscape of southern Ontario". *Applied Geography* 14: 214-231
- MÜLLER-WENK, R. (2004): "Method to Include in LCA Road Traffic Noise and its Health Effects". *Int J LCA* 9 (2) 76 – 85
- NÚÑEZ, M.; CIVIT, B.; MUÑOZ, P.; ARENA, A.P; RIERADEVALL, J.; ANTÓN, A. (2010): "Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. Part 1: Methodological aspects". *Int J Life Cycle Assess* 15:67–78
- NÚÑEZ, M. (2011): "Modelling location-dependent environmental impacts in life cycle assessment: water use, desertification and soil erosion. Application to energy crops grown in Spain". Universitat Autònoma de Barcelona.
- Observatori del Paisatge (2009): "Indicadors de paisatge. Reptes i perspectives. Plecs de Paisatge: Eines 1".
- Observatori del Paisatge (2009): "Ordenació i gestió del paisatge a Europa. Plecs de Paisatge: Eines 2".
- Observatorio de Sostenibilidad de España (2008): "Situación del paisaje en las comunidades autónomas. Patrimonio natural, cultural y paisajístico".
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OCDE) [online] <<http://www.oecd.org>> [Accés Novembre 2011]
- OECD (2003): "Environmental indicators. Development, Measurement and Use". Reference Paper
- OECD (1999): "Environmental Indicators for Agriculture. Volume 2. Issues and Design. The York Workshop"
- PINO, J.; RODÀ, F. (1999): "Ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació". *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 67:5-20.
- PINO, J; COMER, K.C; RODÀ, F.; GUIRADO, M.; RIBAS, J. (2003). "Riquesa d'espècies i interès per a la conservació dels ocells a l'àrea metropolitana de Barcelona: relacions amb la xarxa actual d'espais protegits". *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 71: 141-153
- PIÑOL, J.; MARTÍNEZ-VILALTA, J. (2006): "Ecología con números. Una introducción a la ecología con problemas y ejercicios de simulación". Bellaterra. Lynx Edicions
- RASKIN, P.; GLIEK, P.; KIRSHEN, P.; PONTIUS, G.; STRZEPEK, K. (1997): "Water futures: assessment of long-range patterns and problems". Swedish Environment Institute/United Nations, Stockholm
- RAYFIELD, B.; FORTIN, M-J.; FALL, A. (2011): "Connectivity for conservation: a framework to classify network measures". *Ecology* 92(4) 847–858
- REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S.; BRAS, B. (2008): "A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation". *Int J Life Cycle Assess* 13:374–388

- RIITTERS, K.; WICKHAM, J.; O'NEILL, R.; JONES, B.; SMITH, E. (2000): "Global-scale patterns of forest fragmentation". *Conservation Ecology* 4(2): 3
- SAAD, R.; MARGNI, M.; KOELLNER, T.; WITTSTOCK, B.; DESCHÊNES, L. (2011): "Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context". *Int J Life Cycle Assess* 16:198–211
- SCHENCK, R.C. (2001): "Land Use and Biodiversity Indicators for Life Cycle Impact Assessment". *Int. J. LCA* 6 (2) 114 - 117
- Sistema municipal d'indicadors de sostenibilitat. Diputació de Barcelona* [online] <http://www.diba.es/xarxasost/indi/info_ind.asp> [Accés Novembre 2011]
- SCHMIDT, J.H. (2008): "Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity". *Journal of Cleaner Production* 16 1929-1942
- SPELLERBERG, I.F. (1991): "Monitoring Ecological Change". Cambridge University Press
- STEWART, B.; NEILY, P. (2008): "A Procedural Guide For Ecological Landscape Analysis. An Ecosystem Based Approach to Landscape Level Planning in Nova Scotia". Approved Guide for the Nova Scotia Department of Natural Resources Integrated Resource Management (IRM) Planning Process. Nova Scotia Department of Natural Resources
- STREMLOW, M. *et al.* (2003). "Paysage 2020 - Analyses et tendances. Bases des principes directeurs Nature et Paysage de l'OFEV". Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage. (Cahier de l'environnement; 352).
- SUÁREZ-SEOANE, S.; OSBORNE, P. E.; BAUDRY, J. (2002): "Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain". *Biol. Conserv* 105: 333-344
- The European Landscape Convention (Florence, 2000). Council of Europe.* [online] <http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/heritage/Landscape/presentation_en.asp> [Accés Novembre 2011]
- UDO DE HAES, HA.; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.; HERTWICH, EG.; HOFSTETTER, P.; JOLLIET, O.; KLOPFFER, W.; KREWITT, W.; LINDEIJER, E.; MUELLER-WENK, R.; OLSEN, SI.; PENNINGTON, DW.; POTTING, J.; STEEN, B. (eds) (2002): "Life-cycle impact assessment: striving towards best practice". *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)*, Pensacola
- UN Documents: Our Common Future, Chapter 2: Towards Sustainable Development. Report of the World Commission on Environment and Development* (1987) [online]<www.un-documents.net/ocf-02.htm#I> [Accés Novembre 2011]
- VALLEGA, A. (2008): "Indicatori per il paesaggio". Milà: Franco Angeli.
- VAN EUPEN, M.; VAN DER GAAST, J.W.J.; KNAAPEN, J.P. (2001): "Ecologische Landschaps Index (ELI): een nadere uitwerking van Graadmeter ruimtelijke samenhang & Graadmeter hydrologische relaties". Wageningen : Aterra, Research Institute voor de Groene Ruimte

- US Geological Survey (2008): "A Landscape Indicator Approach to the Identification and Articulation of the Ecological Consequences of Land Cover Change in the Chesapeake Bay Watershed, 1970–2000"
- WANG, R.; LI, F.; HU, D.; LI, B.L. (2011): "Understanding eco-complexity: Social-Economic-Natural Complex Ecosystem approach" *Ecological Complexity* 8 (2011) 15–29
- WASCHER, D. (2000): "Environmental indicators for sustainable agriculture in the European Union (ELISA)". European Centre for Nature Conservation
- WASCHER, D. (2004): "Landscape-indicator development: steps towards a European approach" en "Proceedings of the Frontis workshop on the future of the European cultural landscape" Wageningen, The Netherlands 9-12 June 2002
- WASCHER, D. (2005): "European Landscape Character Areas. Typologies, Cartography and Indicators for the Assessment of Sustainable Landscapes. Final Project Report". European Landscape Character Assessment Initiative (ELCAI)
- WEIDEMA, B.P.; LINDEIJER, E. (2001): "Physical impacts of land use in product life cycle assessment". Technical University of Denmark
- WILLEMS, E.; VANDEVOORT, C.; WILLEKENS, A.; BUFFARIA, B. (2000): "Landscape and land cover diversity index" en "From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union". European Commission and European Environment Agency

9. ACRÒNIMS I PARAULES CLAU

9.1 Acrònims

ACV:	Anàlisi de Cicle de Vida
ATtILA:	Analytical Tools Interface for Landscape Assessments
CA:	Canadà
CATAP:	Coordinamento Associazioni técnico-scientifiche per l'Ambiente ed il Paesaggio
CH:	Suïssa
CML:	Center of Environmental Science of Leiden University
CNUMAD:	Conferència de les Nacions Unides sobre el Medi Ambient i el Desenvolupament
CORINE:	Co-ordination of Information on the Environment
CQC:	Countryside Quality Counts
CREAF:	Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals
DG AGR:	Directorate - General for Agriculture and Rural Development
DIBA:	Diputació de Barcelona
EDIP:	Environmental Design of Industrial Products
EEA:	European Environment Agency
EEUU:	Estats Units
Eionet:	European Environment Information and Observation Network
ELCAI:	European Landscape Character Assessment Initiative
ELISA:	Environmental Indicators for Sustainable Agriculture
EnRisk:	Environmental Risk Assessment for European Agriculture
EPS:	Environmental Priority Strategies in Product Design
EUNIS:	European Nature Information System
Eurostat:	Statistical Office of the European Communities
FAO:	Food and Agriculture Organisation
FR:	França
FSS:	Farm Structure Survey
IACS:	Integrated Administration and Control System
INRA:	Institut National de la Recherche Agronomique
IRENA:	Indicator Reporting on the Integration of Environmental concerns into Agricultural policy
IRTA:	Institut de Recerca en Tecnologies Agroalimentàries
ISO:	International Organization for Standardization
IT:	Itàlia
LCCS:	Land Cover Classification System
LIME:	Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint Modeling
LUCAS (ACV):	LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context
LUCAS:	Land Use/Cover Area Frame Survey
MARS:	Monitoring for Agriculture by Remote Sensing
MEEuP:	Methodology for the Ecodesign of Energy-using Products
NE:	Països Baixos
NO:	Noruega
OECD:	Organisation for Economic Co-operation and Development
OPC:	Observatori del Paisatge de Catalunya
PAIS:	Proposal on Agri-Environmental Indicators
SETAC:	Society of Environmental Toxicology And Chemistry
SIG:	Sistemes d'Informació Geogràfica
TRACI:	Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts
UK:	Regne Unit
USGS:	United States Geological Survey

9.2 Paraules clau

Anàlisi de Cicle de Vida: tècnica per determinar els aspectes ambientals i impactes ambientals potencials associats a un producte: compilant un inventari de les entrades i sortides rellevants del sistema; avaluant els impactes ambientals potencials associats a aquestes entrades i sortides, i interpretant els resultats de les fases d'inventari i impacte en relació als objectius de l'estudi (ISO 14040, 1997).

Biodiversitat: varietat de formes de vida, especialment el nombre d'espècies, però incloent el nombre d'ecosistemes de diferents tipus i la variació genètica entre les espècies (Forman, 1995).

Categoria d'impacte: representa un problema ambiental d'interès al qual se li assigna un resultat derivat de l'ACV (*ILCD Handbook*, 2010).

Clapa: àrea homogènia no lineal que és discernible de tot allò que l'envolta (Forman, 1995; Llausàs, 2005).

Connectivitat: aspectes funcionals de la connexió entre els elements de paisatge, com ara els patrons de moviment i migració de les espècies (Forman, 1995).

Corredor: element que pot connectar físicament espais distanciats (Forman, 1995; Llausàs, 2005).

Ecologia del paisatge: l'estudi complet de la xarxa causa-efecte entre les comunitats vives i les condicions ambientals que prevalen en una secció específica del paisatge i que esdevé aparent en un patró paisatgístic específic o en una classificació de l'espai natural de diferents ordres dimensionals (Forman, 1995).

Fragmentació: trencament d'un hàbitat, clapa o tipus de sòl en parcel·les més petites i/o la dissecció d'aquestes per la construcció de carreteres o elements similars (Ingegnoli, 2002).

Indicador ambiental: mesura, estadística o valor que dona una avaluació o prova aproximada dels efectes dels programes de gestió ambiental o de l'estat o condicions del medi ambient (Eionet, 2011).

Matriu: l'ecosistema de fons o el tipus d'ús del sòl en un mosaic, caracteritzat per la seva extensió, l'elevada connectivitat i/o un major control sobre les dinàmiques (Forman, 1995; Llausàs, 2005).

Mosaic: patró de clapes, corredors i matriu, cadascun compost de objectes similars i petits agregats (Forman, 1995).

Paisatge: una part del territori, tal i com la percep la població local i els visitants, que evoluciona al llarg del temps com a resultat de l'acció de les forces naturals i els éssers humans (Conveni Europeu del Paisatge o de Florència, 2000).

Usos del sòl: caracteritzen l'ús humà d'un tipus de cobertura del sòl determinada, entenent com a cobertura, la distribució actual dels boscos, l'aigua, els prats, els deserts i altres elements físics del terreny, incloent aquells generats per les activitats humanes (DG AGR, 2007).

10. PRESSUPOST

Taula 10.1 Pressupost

CONCEPTE	DESCRIPCIÓ	PREU (€)
Cost associat a la redacció del projecte *	750 h x 20€/h**	15.200
Costos de desplaçament	1 desplaçament 0,15€/km	51
Recursos materials fungibles	--	--
SUBTOTAL		15.251
IVA (18%)		2745,18
TOTAL		17.996

*Comprèn treball de redacció, recerca d'informació i entrevistes amb experts

**El preu per hora ha estat extret del Col·legi d'Ambientòlegs de Catalunya, on es considera que la feina desenvolupada per un ambientòleg sense responsabilitat professional pot oscil·lar entre els 20 i els 40 €/hora

11. Impacte ambiental del projecte

Taula 11.1 Impacte ambiental del projecte

ACTIVITAT	DESCRIPCIÓ	Emissions (kg CO ₂ e)
Ús de l'ordinador	Consum portàtil: 0,288 kWh/dia Ús: ~ 700 h	0,95
Transport	1 desplaçament 170 km x 2	58,12
Paper per impressió	~200 folis	1,8
TOTAL		60,87

CO₂e: emissions de CO₂ equivalents

Mix català electricitat (2008): 0,14354 kg CO₂e/kWh (Agència de l'energia de Barcelona).

Mix gasoil (2008): 0,27228 kg CO₂e/kWh (Agència de l'energia de Barcelona).

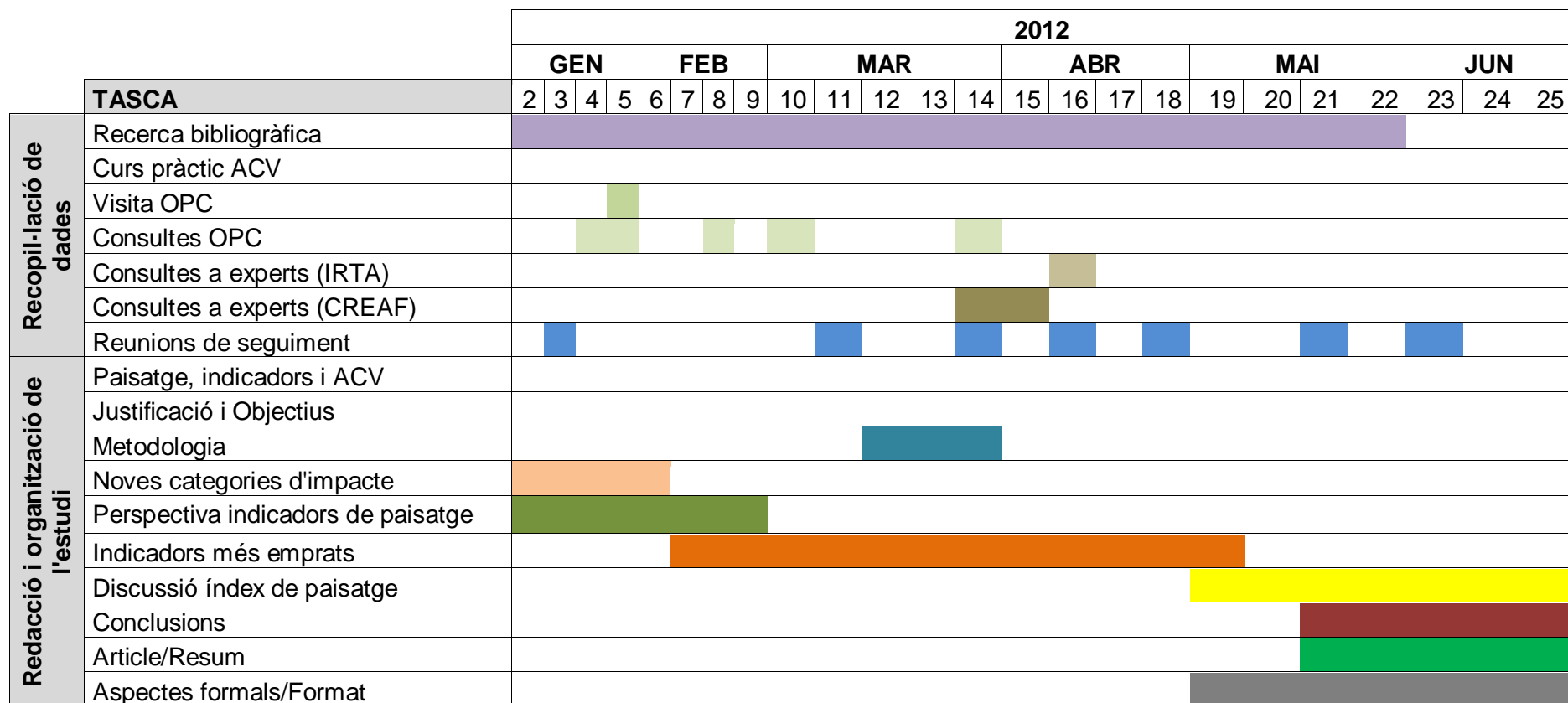
Emissions transport: 2,26 MJ/passatger·km (Agència de l'energia de Barcelona)

Emissions paper: 0,009 kg CO₂e/foli (*Paper Force Task Recommendations for Purchasing and Using Preferable Paper*, Duke University, 1995)

12. PROGRAMACIÓ

		2011															
		SET		OCT				NOV				DES					
		39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	1	
	TASCA																
Recopil·lació de dades	Recerca bibliogràfica	[Purple bar]															
	Curs pràctic ACV			[Orange bar]													
	Visita OPC																
	Consultes OPC																
	Consultes a experts (IRTA)			[Olive bar]													
	Consultes a experts (CREAF)																
	Reunions de seguiment	[Blue bar]				[Blue bar]				[Blue bar]							
Redacció i organització de l'estudi	Paisatge, indicadors i ACV			[Red bar]													
	Justificació i Objectius																
	Metodologia																
	Noves categories d'impacte ambiental																
	Perspectiva indicadors de paisatge			[Green bar]													
	Indicadors més emprats																
	Discussió índex de paisatge																
	Conclusions																
	Article/Resum																
Aspectes formals/Format																	

Llegenda	
ANY	2011
MES	SET
Setmana calendari	39



Llegenda	
ANY	2011
MES	SET
Setmana calendari	39

