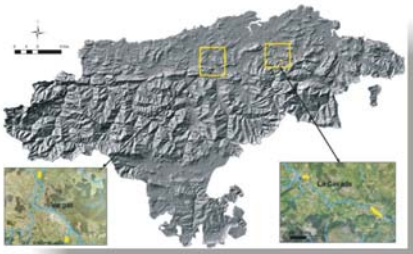
IH cantabria
INSTITUTO DE HIDRÁULICA AMBIENTAL

GOBIERNO de CANTABRIA
Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad

PLAN MARCO DE GESTIÓN DE LOS ESPACIOS ACUÁTICOS LITORALES DE LA RED NATURA 2000 EN CANTABRIA

TOMO II.1
ANEJOS I - IV



31 de Marzo de 2011

IH cantabria
INSTITUTO DE HIDRÁULICA AMBIENTAL

ANEJO I

Manual de descripción de los hábitats

ÍNDICE

1 Introducción 1

2 Esquema sintaxonómico de las formaciones vegetales presentes en los LICs acuáticos de Cantabria 2

3 Fichas descriptivas de los hábitats prioritarios y de interés comunitario presentes en los LICs acuáticos litorales de Cantabria 20

1 Introducción

En el presente Anejo se lleva a cabo la descripción de los hábitats prioritarios y de interés comunitario presentes en los Lugares de Importancia Comunitaria litorales de la red Natura 2000 en Cantabria, de acuerdo con la revisión cartográfica efectuada en el marco de los trabajos realizados durante la "Implementación preliminar del Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la red Natura 2000 en Cantabria" (IH, 2009; escala 1:5.000).

El listado a partir del cual se ha realizado la revisión cartográfica de los hábitats, y posterior descripción de los mismos, está basado en el Anejo I de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

El documento incluye el esquema sintaxonómico de las formaciones vegetales existentes en el litoral de Cantabria, y fichas descriptivas de cada uno de los hábitats del Anejo I de la Ley 42/2007 identificados en los LICs litorales de Cantabria. De forma general, la información contenida en dichas fichas comprende los siguientes aspectos:

- *Catalogación del hábitat:* carácter prioritario o de interés comunitario del hábitat.
- *Descripción general del hábitat:* definición, relación con otras clasificaciones (Clasificación Paleártica año 1996 y Clasificación CORINE año 1991), descripción, subtipos y problemas de interpretación.
- *Distribución del hábitat.* La información regional se encuentra complementada, a nivel estatal, por la información cartográfica procedente de la base de datos pública del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (MMARM, 1997; escala 1:50.000).

2 Esquema sintaxonómico de las formaciones vegetales presentes en los LICs acuáticos de Cantabria

I. Vegetación acuática flotante, sumergida o enraizada

IA. Vegetación de aguas dulces

POTAMETEA Klika in Klika & V. Novák 1941

POTAMETALIA Koch 1926
Potamion (Koch 1926) Libbert 1931
Nymphaeion albae Oberdorfer 1957
Ranunculion aquatilis Passarge 1964
Ranunculion fluitantis Neuhäusl 1959
Zannichellion pedicellatae Schaminée, Lanjouw & Schipper 1990 em. Pott 1992

UTRICULARIETALIA Den Hartog & Segal 1964
Utricularion australis Den Hartog & Segal 1964
Ceratophyllion demersi Den Hartog & Segal ex Passarge 1996

IB. Vegetación marina y de aguas saladas

RUPPIETEA J. Tüxen 1960

RUPPIETALIA MARITIMAE J. Tüxen 1960
Ruppion maritimae Br.-Bl. ex Westhoff in Bennema, Sissingh & Westhoff 1943
Scirpion parvuli Segal 1968

ZOSTERETEA MARINAE Pignatti 1954

ZOSTERETALIA Béguinot 1941
Zosterion Christiansen 1934

II. Vegetación dulceacuícola fontinal, anfibia y turbófila

IIA. Vegetación primocolonizadora efímera

BIDENTETEA TRIPARTITAE Tüxen, Lohmeyer & Preising ex Von Rochow 1951

BIDENTETALIA TRIPARTITAE Br.-Bl. & Tüxen ex Klika & Hadac 1944
Bidention tripartitae Nordhagen 1940

ISOETO-NANOJUNCETEA Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

NANOCYPERETALIA Klika 1935
Nanocyperion Koch ex Libbert 1933

IIB. Vegetación lacustre, fontinal y turfófila

ISOETO-LITTORELLETEA Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937

LITTORELLETALIA UNIFLORAE Koch ex Tüxen 1937
Littorellion uniflorae Koch ex Tüxen 1937
Eleocharition multicaulis Vanden Berghen 1969

MONTIO-CARDAMINETEA Br.-Bl. & Tüxen ex Br.-Bl. 1948

MONTIO-CARDAMINETALIA Pawłowski in Pawłowski, Sokołowski & Wallisch 1928
Cardamino-Montion Br.-Bl. 1926
Palustriellion commutatae Koch 1928 nom. mut.
Caricion remotae Kästner 1941

MAGNOCARICI-PHRAGMITETEA Klika in Klika & V. Novák 1941 nom. inv.

PHRAGMITETALIA Koch 1926
Phragmition australis Koch 1926 nom. mut.

NASTURTIO-GLYCERIETALIA Pignatti 1954
Glycerio-Sparganion Br.-Bl. & Sissingh in Boer 1942
Rorippion nasturtii-aquatici Géhu & Géhu-Franck 1987 nom. mut.

MAGNOCARICETALIA Pignatti 1954
Magnocaricion elatae Koch 1926

BOLBOSCHOENTALIA MARITIMI Dahl & Hadač 1941 corr. Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980 nom. mut.
Bolboschoenion compacti Dahl & Hadač 1941 corr. Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980 nom. mut.

OXYCOCCO-SPHAGNETEA Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

ERICO TETRALICIS-SPHAGNETALIA PAPILLOSI Schwickerath 1940
Ericion tetralicis Schwickerath 1940
Ericenion tetralicis Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Trichophorenion germanici Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Erico mackaianae-Sphagnion papillosi (F. Prieto, M.C. Fernández & Collado 1987) Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

SCHEUCHZERIO PALUSTRIS-CARICETEA NIGRAE Tüxen 1937 nom. mut.

SCHEUCHZERIETALIA PALUSTRIS Nordhagen 1936
Rhynchosporion albae Koch 1926

CARICETALIA NIGRAE Koch 1926 em. Nordhagen 1936 nom. mut.
Caricion nigrae Koch 1926 em. Nordhagen 1936 nom. mut.
Anagallido tenellae-Juncion bulbosi Br.-Bl. 1967

CARICETALIA DAVALLIANAE Br.-Bl. 1949
Caricion davallianae Klika 1934

III. Vegetación litoral y halófila

IIIA. Vegetación de las dunas costeras

AMMOPHILETEA ARENARIAE Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

AMMOPHILETALIA Br.-Bl. 1933
Ammophilion australis Br.-Bl. 1921 corr. Rivas-Martínez, Costa & Izco in Rivas-Martínez, Lousã, T.E. Díaz, Fernández-González & J.C. Costa 1990
Ammophilenion australis Rivas-Martínez, Costa & Izco in Rivas-Martínez, Lousã, T.E. Díaz, Fernández-González & J.C. Costa 1990
Otantho maritimi-Ammophiletum australis Géhu & Tüxen 1975 corr. Rivas-Martínez, Lousã, T.E. Díaz, Fernández-González & J.C. Costa 1990
Honckenyo peploidis-Elytrigion junceiformis Tüxen in Br.-Bl. & Tüxen 1952 nom. inv. et nom. mut.
Elytrigienion junceiformis Rivas-Martínez & Géhu in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980 nom. mut.
Euphorbio paraliae-Elytrigietum boreoatlanticae Tüxen in Br.-Bl. & Tüxen 1952 nom. mut.

CRUCIANELLETALIA MARITIMAE Sissingh 1974
Euphorbio portlandicae-Helichrysion maritimae Géhu & Tüxen ex Sissingh 1974
Helichryso maritimi-Koelerietum glaucae Loriente 1974

CAKILETEA MARITIMAE Tüxen & Preising ex Br.-Bl. & Tüxen 1952

CAKILETALIA INTEGRIFOLIAE Tüxen ex Oberdorfer 1949 corr. Rivas-Martínez, Costa & Loidi 1992
Atriplicion littoralis Nordhagen 1940

IIIB. Vegetación halófila costera y continental

CRITHMO-LIMONIETEA Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952 nom. mut. propos.

CRITHMO_ARMERIETALIA Géhu 1964

Crithmo-Armerion maritimae Géhu 1968

Armerio depilatae-Limonietum ovalifolii F. Prieto & Loidi 1984

Crithmo maritimi-Limonietum binervosi Pavillard ex A. Velasco 1983

Crithmo maritimi-Plantaginetum maritimae Guinea 1949

Festuco pruinosae-Brachypodietum rupestris Arbesú, Bueno & F. Prieto 2002

Leucanthemo crassifolii-Festucetum pruinosae Géhu & Géhu-Franck 1980 corr. F. Prieto & Loidi 1984 [55b]

Plantagini maritimae-Schoenetum nigricantis Loriente 1984

JUNCETEA MARITIMI Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

GLAUCO-PUCCINELLIETALIA Beeftink & Westhoff in Beeftink 1965

Armerion maritimae Br.-Bl. & de Leuw 1956

Agrostio stoloniferae-Juncetum maritimi Izco, P. Guitián & J.M. Sánchez 1993

Junco maritimi-Caricetum extensae Géhu 1976

Puccinellio maritimae-Juncetum maritimi Bueno & F. Prieto in Bueno 1997

Limonio ovalifolii-Frankenion laevis Arbesú, Bueno & F. Prieto 2002

Crithmo maritimi-Frankenietum laevis Arbesú, Bueno & F. Prieto 2002

Limonio ovalifolii-Frankenietum laevis Herrera 1995

Limonio binervosi-Armerietum depilatae T.E. Díaz & F. Prieto 2002

Puccinellion maritimae Christiansen 1927 nom. mut.

Spergulario mediae-Puccinellietum maritimae Rivas-Martínez, F. Prieto & Bueno ass. nova hoc loco

SAGINETEA MARITIMAE Westhoff, Van Leeuwen & Adriani 1962

SAGINETALIA MARITIMAE Westhoff, Van Leeuwen & Adriani 1962

Saginion maritimae Westhoff, Van Leeuwen & Adriani 1962

SARCOCORNIETEA FRUTICOSI Br.-Bl. & Tüxen ex A. & O. Bolòs 1950 nom. mut.

SARCOCORNIETALIA FRUTICOSA Br.-Bl. 1933 nom. mut. propos.

Sarcocornion fruticosae Br.-Bl. 1933 nom. mut. propos.

Sarcocornienion fruticosae Rivas-Martínez & Costa 1984 nom. mut.

Puccinellio maritimae-Sarcocornietum fruticosae Géhu 1976 nom. mut.

Sarcocornienion perennis Rivas-Martínez in Rivas-Martínez & Costa 1984 nom. mut.

Halimionetum portulacoidis Kuhnholtz 1926 nom. mut.

Puccinellio maritimae-Sarcocornietum perennis Géhu 1976 nom. mut.

Suaedion verae Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Elytrigio athericae-Suaedetum verae Arènes ex Géhu 1976 corr. Bueno 1997 nom. mut.

SPARTINETEA MARITIMAE Tüxen in Beeftink

SPARTINETALIA ALTERNIFLORAE Conard 1935

Spartinion maritimae Beeftink & Géhu 1973

Spartinetum maritimae Beguinot ex Corillion 1953

THERO-SALICORNIETEA Tüxen in Tüxen & Oberdorfer ex Géhu & Géhu-Frank 1984

THERO-SUAEDETALIA Br.-Bl. & O. Bolòs 1958

Thero-Suaedion Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

THERO-SALICORNIETALIA Tüxen in Tüxen & Oberdorfer ex Géhu & Géhu-Frank 1984

Salicornion dolichostachyo-fragilis Géhu & Rivas-Martínez & G´rhu & Géhu-Frank 1984

Salicornion europaeo-ramosissimae Géhu & Géhu-Frank 1984

IV. Vegetación casmofítica, glerícola y epifítica

IVA. Vegetación casmofítica

ADIANTETEA CAPILLI-VENERIS Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

ADIANTETALIA CAPILLI-VENERIS Br.-Bl. ex Horvatic 1934

Adiantion capilli-veneris Br.-Bl. ex Horvatic 1934

Eucladio-Adiantetum capilli-veneris Br.-Bl. ex Horvatic 1934

Pinguiculion longifoliae F. Casas 1970

Hyperico nummularii-Pinguiculetum coenocantabricae T.E. Díaz, Guerra & Nieto 1982 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

ASPLENIETEA TRICHOMANIS (Br.-Bl. in Meier & Br.-Bl. 1934) Oberdorfer 1977

POTENTILLETALIA CAULESCENTIS Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926

Saxifragion trifurcato-canaliculatae Rivas-Martínez ex Rivas-Martínez, Izco & Costa 1971

Saxifragenion trifurcato-canaliculatae F. Prieto ex Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Anemono pavonianae-Saxifragetum canaliculatae F. Prieto 1983

Centrantho-Saxifragetum canaliculatae Rivas-Martínez, Izco & Costa 1971
Potentillo asturicae-Valerianetum apulae Rivas-Martínez in P. Fernández, Penas & T.E. Díaz 1983
Saxifrago felineri-Dethawietum tenuifoliae F. Prieto 1983 corr. Rivas-Martínez & Izco 2002

Drabo dedeanae-Saxifragenion trifurcatae F. Prieto ex Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999
Centrantho lecoqii-Phagnaletum sordidi Herrera 1995
Drabo dedeanae-Saxifragetum trifurcatae C. Navarro 1983
Dethawio tenuifoliae-Potentilletum alchimilloidis Loidi 1983

Asplenio celtiberici-Saxifragion cuneatae Rivas-Martínez in Loidi & F. Prieto 1986
Campanulo hispanicae-Saxifragetum cuneatae Loidi & F. Prieto 1986

ANDROSACETALIA VANDELLI Br.-Bl. in Meier & Br.-Bl. 1934 nom. corr.

Saxifragion willkommianae Rivas-Martínez 1964
Murbeckiello boryi-Saxifragetum willkommianae F. Prieto 1983 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Violo biflorae-Cystopteridion alpinae F. Casas 1970
Campanulo arbaticae-Saxifragetum paucicrenatae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

PARIETARIETEA JUDAICAE Rivas-Martínez in Rivas Goday 1964

PARIETARIETALIA JUDAICAE (Rivas-Martínez 1960) Rivas Goday 1964

Parietario judaicae-Centranthion rubri Rivas-Martínez 1960
Centranthetum rubri Oberdorfer 1969
Centrantho rubri-Hypericetum majoris Rivas-Martínez 1969 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002

Cymbalario-Asplenion Segal 1969
Cymbalarietum muralis Görs ex Oberdorfer 1977

Asplenion marini Rivas-Martínez & Izco 2002
Asplenietum marini Br.-Bl. & Tüxen 1952
Cochleario danicae-Matricarietum maritimae J. & P. Guitián ex Izco & Amigo 2001

PETROCOPTIDO PYRENAICAE-SARCOCAPNETEA ENNEAPHYLLAE Rivas-Martínez, Cantó & Izco 2002

PETROCOPTIDETALIA PYRENAICAE Rivas-Martínez, Cantó & Izco 2002

Petrocoptidion glaucifoliae (P. Fernández, Penas & T.E. Díaz 1983) Rivas-Martínez, Cantó & Izco 2002
Petrocoptidetum glaucifoliae Rivas-Martínez in P. Fernández, Penas & T.E. Díaz 1983

Petrocoptidetum wiedmannii Ladero, T.E. Díaz, Penas, Rivas-Martínez & C. Valle 1987

IVB. Vegetación casmocomofítica, epifítica y glerícola

ANOMODONTO CAMBRICI-POLYPODIETEA Rivas-Martínez 1975

ANOMODONTO-POLYPODIETALIA O. Bolòs & Vives in O. Bolòs 1957

Polypodion cambrici Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952 nom. mut.

Polypodienion cambrici Rivas-Martínez in Itinera Geobot. 15: 53.2002

Polypodietum cambrici Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952 nom. mut.

Bartramio strictae-Polypodienion cambrici (O. Bolòs & Vives 1957) Rivas-Martínez Itinera Geobot. 15: 53.2002

Sedo-Polypodietum cambrici O. Bolòs & Vives in O. Bolòs 1957 nom. mut.

Hymenophyllion tunbrigensis Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958

Dryopterido aemulae-Hymenophylletum tunbrigensis Allorge ex T.E. Díaz & *F. Prieto 1994*

Mnio horni-Vandenboschietum speciosae T.E. Díaz, M.C. Fernández & Collado 2002

PHAGNALO-RUMICETEA INDURATI (Rivas Goday & Esteve 1972) Rivas-Martínez, Izco & Costa 1973

PHAGNALO SAXATILIS_RUMICETEA INDURATI Rivas Goday & Esteve 1972

Saxifragion fragosoi Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, Fernández-González & Sánchez-Mata 1986 nom. mut.

Phalacrocarpo oppositifolii-Saxifragetum fragosoi Ortíz & Izco ex F.J. Pérez, T.E. Díaz, P. Fernández & Salvo 1989 nom. mut. propos. hoc. loco.

THLASPIETEA ROTUNDIFOLII Br.-Bl. 1948

THLASPIETALIA ROTUNDIFOLII Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926

Saxifragion praetermissae Rivas-Martínez 1977

Ranunculo leroyi-Saxifragetum praetermissae T.E. Díaz & F. Prieto 1983

Linarion filicaulis Rivas-Martínez ex F. Prieto 1983

Epilobio anagallidifolii-Doronicetum braun-blanquetii Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Galio pyrenaici-Salicetum fontqueri Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002

Linario filicaulis-Crepidetum pygmaeae F. Prieto 1983

Linario filicaulis-Ranunculetum cabrerensis R. Alonso, Puente, Penas & F. Salegui 2002

Linario filicaulis-Sperguletum viscosae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Iberido apertae-Linarion propinquae Penas, Puente, M.E. García & L. Herrero ex T.E. Díaz & F. Prieto 1994

Epipactido atrorubentis-Linarietum proximae Loidi, Biurrun & Herrera 1997

Rumici scutati-Iberidetum apertae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

ANDROSACETALIA ALPINAE Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926

Linario saxatilis-Senecionion carpetani Rivas-Martínez 1964

Linario glabrescentis-Rumicetum suffruticosi T.E Díaz & F. Prieto 1994

Triseto hispidi-Rumicetum suffruticosi F. Prieto 1983

POLYSCHETALIA LONCHITIS Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Petasition paradoxi Zollitsch ex Lippert 1966

Cystopterido pseudoregiae-Dryopteridetum submontanae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Valeriano montanae-Gymnocarpietum robertiani Chouard 1943 nom. mut.

Dryopteridion oreadis Rivas-Martínez 1977 corr. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

Cryptogrammo-Dryopteridetum oreadis Rivas-Martínez in Rivas-Martínez & Costa 1970 corr. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

V. Vegetación antropógena, de lindero de bosque y megafórbica

VA. Vegetación antropógena

ARTEMISIETEA VULGARIS Lohmeyer, Preising & Tüxen ex von Rochow 1951

ARTEMISIENEA VULGARIS Müller in Oberdorfer 1983

ARTEMISIETALIA VULGARIS Lohmeyer in Tüxen 1947

Arction lappae Tüxen 1937

Balloto foetidae-Arctietum minoris O. Bolòs 1959

Chenopodio bonihenrici-Senecionetum nebrodensis Rivas-Martínez 1964 nom. mut.

Malvo mauritianae-Rumicetum obtusifolii Oberdorfer & Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958

Dauco-Melilotion Görs 1966

Helminthio echioidis-Melilotetum albae Loidi & C. Navarro 1988

ELYTRIGIETALIA REPENTIS Oberdorfer, Müller & Görs in Oberdorfer, Görs, Korneck, Lohmeyer, Müller, Philippi & Seibert 1967 nom. mut.

Elytrigion athericae Géhu 1968 nom. mut.

Elytrigietum athericae Corillion 1953 corr. Bueno 1997 nom. mut.

Inulo crithmoidis-Elytrigietum athericae Géhu ex Izco, J. Guitián & J.M. Sánchez 1993 nom. mut.

Polygono maritimi-Elytrigietum athericae Herrera in T.E. Díaz & F. Prieto 1994 nom. mut.

BRASSICO OLERACEAE-LAVATERETALIA ARBOREAE Rivas-Martínez ordo novus hoc loco

Brassicion oleraceae Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Crithmo maritimi-Brassicetum oleraceae F. Prieto & Herrera 1993

ONOPORDENEA ACANTHII Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 2002

ONOPORDETALIA ACANTHII Br.-Bl. & Tüxen ex Klika & Hadač 1944

Cirsion richteriano-chodati (Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984) Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

Carduo nutantis-Cirsietum chodati Rivas-Martínez & F. Prieto in Penas, T.E. Díaz, M.E. García, López Pacheco, Puente & L. Herrero 1988

Carduo nutantis-Cirsietum richterani Loidi 1983

Cirsio chodati-Carduetum cantabrici Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Cirsio chodati-Carduetum carpetani Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII Tüxen & Preising ex von Rochow 1951

ATROPETALIA BELLADONAE Vlieger 1937

Atropion belladonae Br.-Bl. ex Aichinger 1933

Atropetum belladonae Br.-Bl. ex Tüxen 1950

Carici piluliferae-Epilobion angustifolii Tüxen ex von Rochow 1951

Epilobietum montano-angustifolii Carrillo, Ninot & Vigo 1984

Epilobio angustifolii-Digitaletum purpureae Schwickerath (1933) 1940 em. Tüxen 1950

POLYGONO-POETEA ANNUAE Rivas-Martínez 1975

POLYGONO ARENASTRIS-POETALIA Tüxen in Géhi, Richard & Tüxen 1972 corr. Rivas-Martínez & al.

Saginion procumbentis Tüxen & Ohba in Géhu, Richard & Tüxen 1972

Matricario-Polygonion arenastri Rivas-Martínez 1975 corr. Rivas-Martínez & al. 1991

Sclerochloo durae Coronopion squamati Rivas-Martínez 1975

Polycarpion tetraphylli Rivas-Martínez 1975

STELLARIETEA MEDIAE Tüxen, Lohmeyer & Presising ex Von Rochow 1951

STELLARIENEA MEDIAE

SOLANO NIGRI-POLYGONETALIA COONVOLVULI (Sissingh in Westhoff, Dijk & Passchier 1946) O. Bolòs 1962

Polygono-Chenopodion polyspermi Koch 1926

CHENOPODIO-STELLARIENEA Rivas Goday 1956

CHENOPODIETALIA MURALIS Br.-Bl. in Br.-Bl., Gajewski, Wraber & Walas 1936 em. Rivas-Martínez 1977

Chenopodion muralis Br.-Bl. in Br.-Bl., Gajewski, Wraber & Walas 1936

SISYMBRIETALIA OFFICINALIS J. Tüxen in Lohmeyer & al. 1962 em. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

Sisymbrion officinalis Tüxen, Lohmeyer & Presising in Tüxen 1950

VB. Vegetación de lindero de bosque y megafórbica

GALIO-URTICETEA Passarge ex Kopecký 1969

GALIO APARINES-ALLIARIETALIA PETIOLATAE Görs & Müller 1969

Aegopodion podagrariae Tüxen 1967

Chaerophylletum aurei Oberdorfer 1957

Galio-Alliarion petiolatae Oberdorfer & Lohmeyer in Oberdorfer, Görs, Korneck, Lohmeyer, Müller, Philippi & Seibert 1967

Alliarienion petiolatae Rivas Goday ex Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Geranietum robertiano-lucidi Loidi, Berastegi, Biurrun, García-Mijangos & Herrera 1995

Geranio robertiani-Caryolophetum sempervirentis Izco, J. Guitián & Amigo 1986

Oxalido acetosellae-Geranietum robertiani Loidi, Berastegi, Biurrun, García-Mijangos & Herrera 1996

Smyrnienion olusatri Rivas Goday ex Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Chelidonio majoris-Smyrnietum olusatri Amigo & Romero 1997

Impatienti noli-tangere-Stachyon sylvaticae Görs ex Mucina in Mucina, Grabherr & Ellmauer 1993

Circaeetum lutetianae Kaiser 1926

Balloto-Conion maculati Brullo in Brullo & Marcenó 1985

Galio aparines-Conietum maculati Rivas-Martínez ex G. López 1978

Urtico dioicae-Sambucetum ebuli (Br.-Bl. in Br.-Bl., Gajewski, Wraber & Walas 1936) Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

CALYSTEGIETALIA SEPIUM Tüxen ex Mucina 1993 nom. mut.

Calystegion sepium Tüxen ex Oberdorfer 1957 nom. mut.

Artemisio vulgaris-Epilobietum hirsuti Vigo 1979

Scrophulario auriculatae-Epilobietum hirsuti Ríos & Alcaraz 2002

Filipendulion ulmariae Segal 1966

Angelico sylvestris-Filipenduletum ulmariae Sánchez-Mata & Fernández-González in Sánchez-Mata 1989

Bromo ramosi-Eupatorion cannabini O. Bolòs & Masalles in O. Bolòs 1983

Picrido hieracioidis-Eupatorietum cannabini Loidi & C. Navarro 1988

MULGEDIO-ACONITETEA Hadač & Klika in Klika 1948

ADENOSTYLETALIA Br.-Bl. 1930

Adenostylion alliariae Br.-Bl. 1926

Adenostylenion pyrenaicae (Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984) Rivas-Martínez & Costa 1998

Aconito neapolitani-Myrrhidetum odoratae F. Prieto & Nava in T.E. Díaz & F. Prieto 1994

Allio victorialis-Adenostyletum pyrenaicae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Chaerophyllo hirsuti-Valerianetum pyrenaicae Vigo & Carreras in Carreras & Vigo 1984

Aconitetum neapolitano-vulgaris Lence, Penas & C. Pérez 2003

TRIFOLIO-GERANIETEA SANGUINEI Müller 1962

ORIGANETALIA VULGARIS Müller 1962

Trifolion medii Müller 1962

Agrimonio-Trifolietum medii Müller 1961

Centaureo nemoralis-Origanetum vulgaris Foucault, Frileux & Wattez in Foucault & Frileux 1983

Geranion sanguinei Tüxen in Müller 1962

Melampyrion pratensis Passarge 1979

Hyperico androsaemi-Teucreteum scorodoniae Loidi, Herrera, García-Mijangos & Biurrum 2004

Linarion triornithophorae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

VI. Vegetación pratense y pascícola

VIA. Pastizales terofíticos

HELIANTHEMETEA GUTTATI (Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Négre 1952) Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963

HELIANTHEMETALIA GUTTATI Br.-Bl. in Br.-Bl., Molinier & Wagner 1940
Thero-Airion Tüxen & Oberdorfer 1958 em. Rivas-Martínez 1978

TRACHYNIETALIA DISTACHYAE Rivas-Martínez 1978
Trachynion distachyae Rivas-Martínez 1978

VIB. Pastizales y prados vivaces xerofíticos y mesofíticos

FESTUCO-BROMETEA Br.-Bl. & Tüxen ex Klika & Hadăc 1944

BROMETALIA ERECTI Br.-Bl. 1936
Potentillo montanae-Brachypodion rupestris Br.-Bl. 1967 corr. Rivas-Martínez, T.E.
Potentillo montanae-Brachypodienion rupestris J. Guitián, Izco & Amigo 1989
Seselio cantabrici-Brachypodietum rupestris Br.-Bl. 1967 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 nom. inv.
Bromo erecti-Caricetum brevicollis Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Teucrio pyrenaici-Potentilletum montanae Br.-Bl. 1967 nom. mut.

FESTUCO HYSTRICIS-ONONIDETEA STRIATAE Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 2002

ONONIDETALIA STRIATAE Br.-Bl. 1950
Genistion occidentalis Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Helictotricho cantabrici-Seslerietum hispanicae Br.-Bl. 1967 nom. mut.
Helictotricho cantabrici-Genistetum occidentalis Herrera 1997
Lithodoro diffusae-Genistetum legionensis Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Lithodoro diffusae-Genistetum occidentalis Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Ulici europaei-Genistetum occidentalis T.E. Díaz & F. Prieto 1994

FESTUCO HYSTRICIS-POETALIA LIGULATAE Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963
Festucion burnatii Rivas Goday & Rivas-Martínez ex Mayor, Andrés, Martínez, F. Navarro & T.E. Díaz 1973
Festucetum burnatii Mayor, Andrés, Martínez, F. Navarro & T.E. Díaz 1973

VIC. Vegetación de praderas antropizadas por siega y pastoreo

MOLINIO-ARRHENATHERETEA Tüxen 1937

MOLINIETALIA CAERULEAE Koch 1926
Calthion palustris Tüxen 1937
Juncion acutiflori Br.-Bl. in Br.-Bl. & Tüxen 1952

ARRHENATHERETALIA Tüxen 1931
Arrhenatherion Koch 1926
Cynosurion cristati Tüxen 1947

HOLOSCHOENETALIA VULGARIS Br.-Bl. ex Tchou 1948
Molinio-Holoschoenion vulgaris *Br.-Bl. ex Tchou 1948*

CRYPSIO-PASPALETALIA DISTICHI Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952
Paspalo-Polypogonion viridis Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952
Paspalo distichi-Polypogonenion viridis Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999
Spergulario-Paspalenion vaginati Bueno & F. Prieto in Bueno 1997

PLANTAGINETALIA MAJORIS Tüxen & Preising in Tüxen 1950
Potentillion anserinae Tüxen 1947
Trifolio fragiferi-Cynodontion Br.-Bl. & O. Bolòs 1958
Agrostion stoloniferae Görs 1966
Poion supinae Rivas-Martínez & Géhu 1978
Mentho-Juncion inflexi De Foucault 1984

NARDETEA STRICTAE Rivas Goday in Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963

NARDETALIA STRICTAE Oberdorfer ex Preising 1949
Nardion strictae Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926
Carici macrostyli-Nardenion strictae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Violion caninae Schwickerath 1944

VII. Vegetación serial sufruticosa, fruticosa y arbustiva

VIIA. Vegetación serial sufruticosa

CALLUNO-ULICETEA Br.-Bl. & Tüxen ex Klika & Hadač 1944

ULICETALIA MINORIS Quantin 1935
Dactylido maritimae-Ulicion maritimi Géhu 1975
Genisto occidentalis-Ulicetum maritimi Rivas-Martínez & C. Navarro in C. Navarro 1983
Ulici humilis-Ericetum vagantis F. Prieto & Loidi 1984
Daboecion cantabricae (Dupont ex Rivas-Martínez 1979) Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Carici asturicae-Callunetum vulgaris Bueno & F. Prieto 2002
Ericetum scopario-vagantis Loidi, García-Mijangos, Herrera, Berastegi & Darquistade 1997
Erico tetralicis-Ulicetum gallii (Tarazona & Zaldívar 1987) Loidi, F. Prieto, Bueno & Herrera in Herrera 1995
Gentiano pneumonanthes-Ericetum mackaianae Tüxen & Oberdorfer 1958
Halimio umbellati-Daboecietum cantabricae F. Prieto & Loidi ex Loidi, Berastegi & García-Mijangos 1996
Pterosparto cantabrici-Ericetum aragonensis M. Losa & P. Montserrat in Tüxen & Oberdorfer 1958
Erico vagantis-Ulicetum europaei Guinea 1949 nom. inv. propos hoc loco.
Pteridio aquilini-Ericetum vagantis Vanden Berghen 1975

Genistion micrantho-anglicae Rivas-Martínez 1979
Euphorbio polygalifoliae-Ericetum tetralicis F. Prieto & Loidi 1984
Genisto anglicae-Daboecietum cantabricae Báscones & Peralta in Loidi, Berastegi & García-Mijangos 1996

VIIB. Vegetación serial arbustiva y de margen de bosque

CYTISETEA SCOPARIO-STRIATI Rivas-Martínez 1974

CYTISETALIA SCOPARIO-STRIATI Rivas-Martínez 1974

Cytision multiflori Rivas-Martínez 1971

Genistenion polygaliphyllae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Adenocarpo complicati-Cytisetum cantabrici Loidi 1983
Carici asturicae-Genistetum obtusirameae Bueno & F. Prieto 2002
Cytisetum scopario-oromediterranei Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002
Cytiso cantabrici-Genistetum obtusirameae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Cytiso cantabrici-Genistetum polygaliphyllae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Cytiso oromediterranei-Genistetum obtusirameae R. Alonso, Puente, Penas & F. Salegui 2002
Cytiso scoparii-Genistetum polygaliphyllae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
Genistetum obtusirameo-polygaliphyllae Bellot 1968
Pteridio aquilini-Ericetum arboreae C. Navarro & Onaindia in Loidi & Herrera 1995

Ulici europaei-Cytision striati Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

Cytisetum striati Bellot & Casaseca ex Castroviejo 1973

Ulici europaei-Cytisetum commutati C. Navarro & Ladero in C. Navarro 1983

RHAMNO CATARTHICI-PRUNETEA SPINOSAE Rivas Goday & Borja ex Tüxen 1962

PRUNETALIA SPINOSAE Tüxen 1952

Rhamno alpini-Berberidion vulgaris Br.-Bl. ex Rivas-Martínez all. nova hoc loco

Rhamno alpini-Berberidenion vulgaris Br.-Bl. ex Rivas-Martínez suball. nova hoc loco

Pruno spinosae-Berberidetum cantabricae Rivas-Martínez, Izco & Costa 1971 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Pruno spinosae-Rubion ulmifolii O. Bolòs 1954

Lonicero periclymeni-Rubenion ulmifolii Géhu, De Foucaud & Delelis suball. nova hoc loco

Tamo communis-Rubetum ulmifolii Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958 nom. inv. propos. hoc loco

Smilaco asperae-Rosetum pimpinellifoliae Herrera 1995

Tamo communis-Viburnenion lantanae Géhu, De Foucault & Delelis 1983

Roso sempervirentis-Viburnetum lantanae (Arnáiz & Loidi 1982) Rivas-Martínez ass. nova hoc loco

Frangulo alni-Pyrion cordatae Herrera, F. Prieto & Loidi 1991

Frangulo alni-Pyretum cordatae Herrera, F. Prieto & Loidi 1991

VIII. Vegetación potencial forestal, preforestal, semidesértica y desértica: Bosques, Arbustedas, Semidesiertos y Desiertos

VIIIA. Arbustedas y bosques palustres, quionófilos o primocolonizadores riparios

ALNETEA GLUTINOSAE Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

ALNETEA GLUTINOSAE Tüxen 1937

Alnion glutinosae Malcuit 1929

Salici atrocinereae-Alnenion glutinosae Rivas-Martínez, T.E. Díaz & F. Prieto suball. nova hoc loco

Carici lusitanicae-Alnetum glutinosae T.E. Díaz & F. Prieto 1994 [35h, 63a]

SALICI-POPULENEA NIGRAE (Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991) Rivas-Martínez & Cantó 2002

POPULETALIA ALBAE Br.-Bl. ex Tchou 1948

Alnion incanae Pawłowski in Pawłowski, Sokołowski & Wallisch 1928

Hyperico androsaemi-Alnenion glutinosae Amigo, Guitián & F. Prieto 1987

Festuco giganteae-Fraxinetum excelsioris F. Prieto & Bueno in T.E. Díaz & F. Prieto 1994

Hyperico androsaemi-Alnetum glutinosae (Br.-Bl. 1967) Rivas-Martínez in Loidi 1983

Lonicero xylostei-Alnetum glutinosae (Biurrun, García-Mijangos & Loidi 1994) Biurrun, García-Mijangos, Loidi & Rivas-Martínez ass. nova hoc loco

SALICETALIA PURPUREAE Moor 1958

Salicion albae Soó 1930

Salicetum angustifolio-albae T.E. Díaz & F. Prieto 1994

Salicion cantabricae Rivas-Martínez & T.E. Díaz all. nova hoc loco

Salicetum cantabricae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

VIIIB. Vegetación climatófila y edafófila potencial mediterránea y eurosiberiana

QUERCETEA ILICIS Br.-Bl. ex A. & O. Bolòs 1950

QUERCETALIA ILICIS Br.-Bl. ex Molinier 1934 em. Rivas-Martínez 1975

Quercion ilicis Br.-Bl. ex Molinier 1934 em. Rivas-Martínez 1975

Quercenion ilicis Rivas Goday in Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1960

Lauro nobilis-Quercetum ilicis (Br.-Bl. 1967) Rivas-Martínez 1975

Quercenion rotundifoliae Rivas Goday in Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1960 em. Rivas-Martínez 1975

Cephalanthero longifoliae-Quercetum rotundifoliae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

PISTACIO LENTISCI-RHAMNETALIA ALATERNI Rivas-Martínez 1975

Arbuto unedonis-Laurion nobilis Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Arbuto unedonis-Laurenion nobilis Rivas-Martínez & Sánchez-Mata 2001

Hedero helicis-Lauretum nobilis Bueno & F. Prieto 1991

Lithodoro diffusae-Oleetum europaeae Bueno & F. Prieto 1991

Phillyreo latifoliae-Arbutetum unedonis (A. Velasco 1983) Loidi, Herrera, Olano & Silván 1994

Ulici gallii-Arbutetum unedonis Loidi, Herrera, Olano & Silván 1994

QUERCO-FAGETEA SYLVATICAE Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937

FAGETALIA SYLVATICAE Pawłowski in Pawłowski, Sokołowski & Wallisch 1928

Fagion sylvaticae Luquet 1926

Scillo lilio-hyacinthi-Fagenion sylvaticae Oberdorfer ex Rivas-Martínez 1973

Carici sylvaticae-Fagetum sylvaticae (Rivas-Martínez 1965) C. Navarro 1982

Carici caudatae-Fagetum sylvaticae (T.E. Díaz & F. Prieto 1994) Rivas-Martínez, T.E. Díaz & F. Prieto ass. nova hoc loco

Epipactido helleborines-Fagenion sylvaticae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas in Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

Epipactido helleborines-Fagetum sylvaticae (Rivas-Martínez 1962) Rivas-Martínez ex J.F. Pérez & T.E. Díaz 1987

Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatani Klika 1955

Helleboro occidentalis-Tilietum cordatae (F. Prieto & Vázquez 1987) F. Prieto & Vázquez nom. nov. hoc loco

Pulmonario longifoliae-Quercion roboris Rivas-Martínez & Izco 2002

Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris (Tüxen & Oberdorfer 1958) Rivas-Martínez ex C. Navarro 1982

QUERCETALIA ROBORIS Tüxen 1931

Quercion pyrenaicae Rivas Goday ex Rivas-Martínez 1965

Quercenion robori-pyrenaicae (Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956) Rivas-Martínez 1975

Blechno spicant-Quercetum roboris Tüxen & Oberdorfer 1958

Hyperico pulchri-Quercetum roboris (Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Melampyro pratensis-Quercetum pyrenaicae Rivas-Martínez ex Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Ilici-Fagion sylvaticae Br.-Bl. 1967

Ilici-Fagenion sylvaticae (Br.-Bl. 1967) Rivas-Martínez 1973

Blechno spicant-Fagetum sylvaticae (Tüxen & Oberdorfer 1958) Rivas-Martínez 1963

Saxifrago hirsutae-Fagetum sylvaticae Br.-Bl. 1967 em. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

Saxifrago spathularis-Fagetum sylvaticae M. Rodríguez, Real, Amigo & R. Romero 2003

Avenello ibericae-Fagetum sylvaticae Rivas-Martínez, T.E. Díaz & F. Prieto ass. nova hoc loco

Luzulo henriquesii-Quercenion petraeae Rivas-Martínez & Izco 2002

Linario triornithophorae-Quercetum petraeae (Rivas-Martínez, Izco & Costa ex F. Navarro 1974) F. Prieto & Vázquez 1987

Luzulo henriquesii-Quercetum petraeae (F. Prieto & Vázquez 1987) T.E. Díaz & F. Prieto 1994

Pulmonario longifoliae-Quercetum petraeae (Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991) Loidi, Biurrun & Berastegi 1996

Avenello ibericae-Quercetum orocantabricae Rivas-Martínez, Amigo, Bueno, T.E. Díaz, F. Prieto, Izco, Penas & Puente 2002

QUERCETALIA PUBESCENTIS Klika 1933

Aceri granatensis-Quercion fagineae (Rivas Goday, Rigual & Rivas-Martínez in Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1960) Rivas-Martínez 1987

Pulmonario longifoliae-Quercetum fagineae Loidi & Herrera 1990 [19g]

BETULO PENDULAE-POPULETALIA TREMULAE Rivas-Martínez & Costa 2002

Corylo avellanae-Populion tremulae (Br.-Bl. ex O. Bolòs 1973) Rivas-Martínez & Costa 1998

Betulion fontqueri-celtibericae Rivas-Martínez & Costa 2002

Betulenion fontqueri-celtibericae Rivas-Martínez & Costa suball. nova hoc loco

Linario triornithophorae-Coryletum avellanae R. Alonso, Puente, Penas & F. Salegui 2002

Luzulo henriquesii-Betuletum celtibericae Rivas-Martínez 1965 nom. mut. propos.

Rhamno frangulae-Betuletum celtibericae (Loidi, Berastegi, Darquistade & García-Mijangos 1997) Loidi, Berastegi, Darquistade & García-Mijangos nom. nov. propos. hoc loco

Laserpitio eliasii-Corylenion avellanae Rivas-Martínez & Costa suball. nova hoc loco.

3 Fichas descriptivas de los hábitats prioritarios y de interés comunitario presentes en los LICs acuáticos litorales de Cantabria

Hábitat 1110. Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Bancos de arena sublitorales, permanentemente sumergidos, localizados próximos a la costa. Integra tanto los bancos de arena desnudos de vegetación como los fondos arenosos con presencia de algas y fanerógamas marinas sumergidas.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1110 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 11.125. Bancos de arena (*Shoals*)
- 11.22. Lechos marinos sublitorales someros (*Sublittoral soft seabeds*)

Del mismo modo, este hábitat se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (1996):

- 11.31. Praderas atlánticas de fanerógamas (*Atlantic eelgrass meadows*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Zosteretum marinae

- Plantas características del hábitat:
  Zostera marina y especies de la familia *Corallinaceae*

Subtipos

No se han reconocido subtipos.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

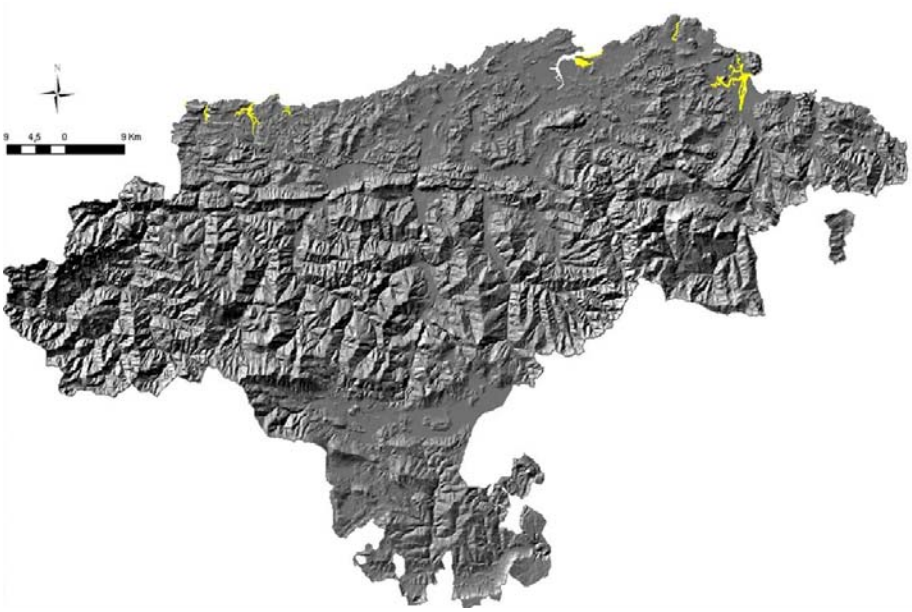


Figura I.1. Distribución del hábitat 1110 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.2. Distribución del hábitat 1110 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1130. Estuarios.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Hábitat localizado en la zona interior de los estuarios, donde la canal estuarina comienza a adquirir la fisionomía del río, pero en la que se mantiene una salinidad elevada.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1130 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 13.2. Estuarios (*Estuaries*)
- 11.2. Lechos marinos (*Seabeds*)

Del mismo modo, este hábitat se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 13.2. Estuarios (*Estuaries*)
- 11.2 Comunidades Bentónicas (*Benthic communities*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Asociaciones de las clases *Zosteretea*; *Ruppietea*; *Spartinetea*; *Anthrocnemetea.*

- Plantas características del hábitat:
  Zostera noltii, *Carex* spp, *Phragmites australis*, *Potamogeton* spp, *Scirpus* spp, *Ruppia maritima*, *Spatina maritima*.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

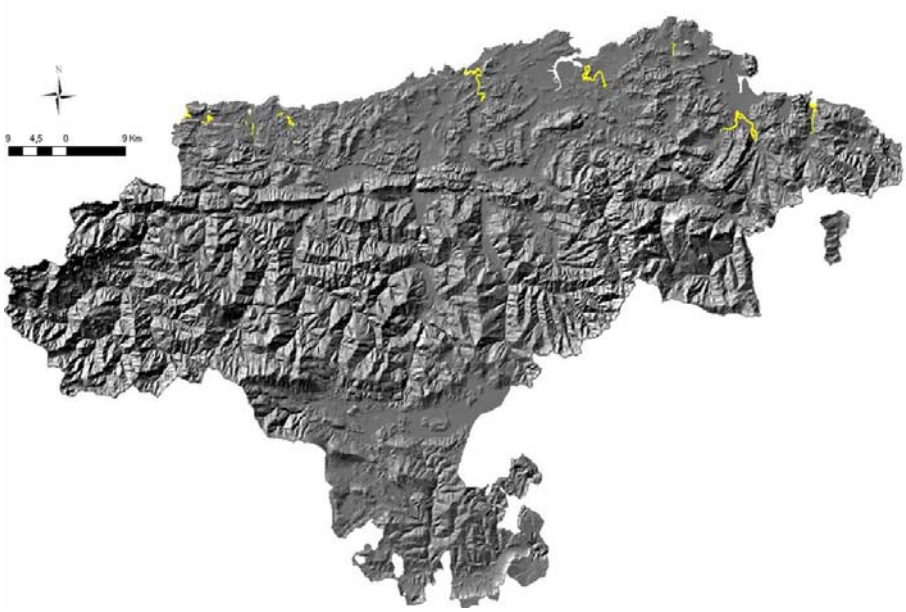


Figura I.3. Distribución del hábitat 1130 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.4. Distribución del hábitat 1130 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1140. Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Fondos fangosos (limosos), arenosos o arenoso-fangosos, que permanecen emergidos durante la bajamar, frecuentemente colonizados por diatomeas, algas verdes y fanerógamas marinas.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1140 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 14. Páramos fangosos y arenosos (*Mud flats and Sand flats*)

Asimismo, el hábitat se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 14. Páramos fangosos y arenosos (*Mud flats and Sand flats*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Zosteretum noltii; *Ruppieteum cirrhosae; Enteromorpho intestinales-Ruppieteum maritimae; Eleocharidetum parvulae.*

- Plantas características del hábitat:
  Zostera noltii, Ruppia maritima, Eleocharis parvula, Enteromorpha spp, *Ruppia cirrhosa*.

Subtipos

- ***Llanos fangosos o arenosos sin vegetación vascular***: superficies intermareales litorales no cubiertas de vegetación vascular pero con ppresencia de algas azules y/o diatomeas, así como algas verdes, principalmente del género *Enteromorpha*.

- ***Praderas halófilas semisumergidas***: praderas halófilas, generalmente monoespecíficas, de la especie *Zostera noltii*.

- ***Vegetación enraizada de aguas estancadas halófilas***: comunidades de *Ruppieteum cirrhosae* y/o *Enteromorpho intestinales-Ruppieteum maritimae*, desarrolladas en los espacios intermareales de las canales estuarinas y charcas estancadas salobres.

- ***Juncal enano halófilo***: Céspedes de pequeño porte, dominados por la especie *Eleocharis parvula*, localizados en los fondos de charcas someras sometidas a periodos de emersión e inmersión.

Problemas de Interpretación

No se han identificado problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

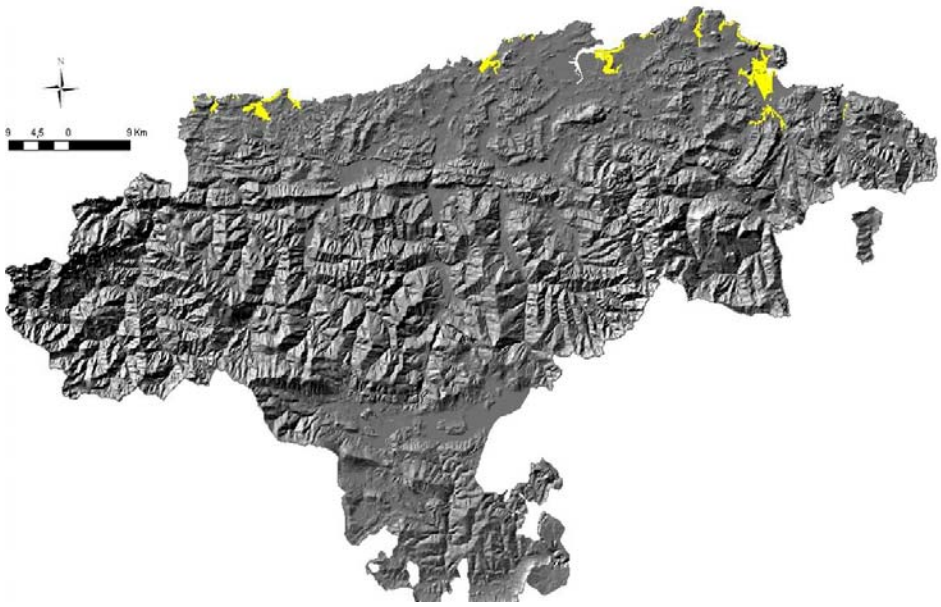


Figura I.5. Distribución del hábitat 1140 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.6. Distribución del hábitat 1140 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1150. Lagunas costeras (*).

1. Catalogación

Hábitat prioritario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Extensiones de agua salada somera, entera o parcialmente separadas del mar por bancos de arena o grava (con menor frecuencia, serparados por rocas), que resultan parcialmente permeables al agua marina, bien por infiltración, bien por rebasamiento durante la pleamar.

La salinidad resulta variable, incluyendo tanto lagunas de aguas salobres como aguas hipersalinas.

Puede presentar praderas halófilas sumergidas (*Zostera marina, Ruppia maritima, Ruppia cirrhosa*) o semisumergidas (*Zostera noltii*), así como vegetación propia de aguas dulces, como, por ejemplo, comunidades de *Lemna* spp, *Callitriche* spp, y *Potamogeton* spp.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1150* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 21. Lagunas (*Lagoons*)
- 23.211. *Tasselweed communities*
- 23.212. Comunidades vegetales de lagunas marinas (*Lagoon communities of marine vegetation*)
- 23.22. Lechos lagunares de juncal enano (*Lagoon dwarf spike-rush beds*)

Asimismo, este hábitat se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 21. Lagunas costeras (*Coastal lagoons*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Ruppietum crsshosae, Enteromorpho intestinalidis-Ruppieteum maritimae, Zosteretum marinae, Zosteretum noltii, Eleocharidetum parvulae.

- Plantas características del hábitat:
  Callitriche spp, *Chara* spp, *Eleocharis parvula*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton* spp, *Ruppia maritima*, *Phragmites australis*, *Typha* spp

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

Las lagunas costeras (hábitat 1150*) pueden confundirse con pseudolagunas de origen antrópico, de naturalidad reducida y pobres en comunidades vegetales.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

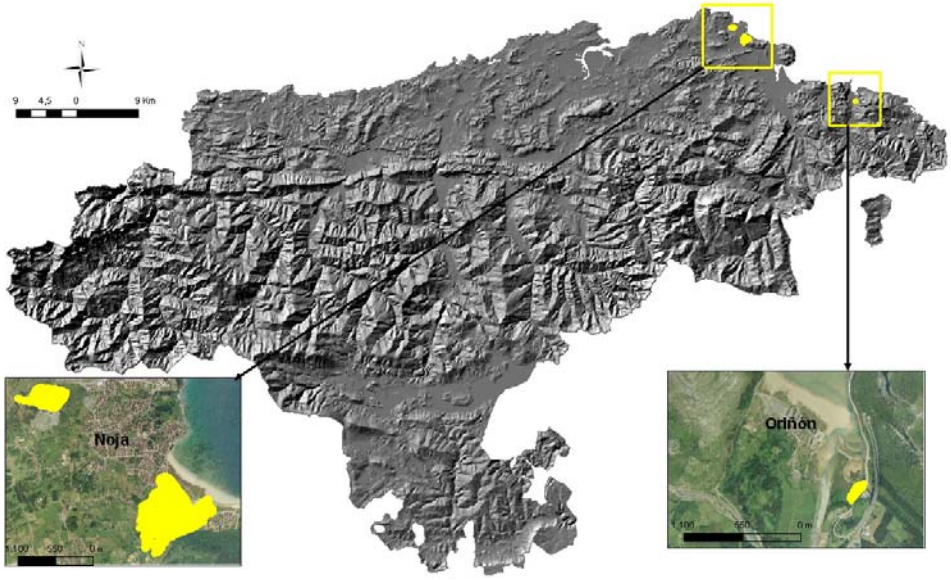


Figura I.7. Distribución del hábitat 1150* en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.8. Distribución del hábitat 1150* en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1170. Arrecifes.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario

2. Descripción general del hábitat

Definición

Hábitats marinos parcial, o totalmente, sumergidos, originados sobre sustratos duros, formados por concreciones biogénicas (principalmente corales y moluscos) y/o comunidades biológicas desarrolladas sobre sustratos rocosos (lastras, bloques, cantos y gravas).

De forma general, es posible observar una zonación de las comunidades bentónicas desarrolladas sobre los sustratos rocosos (principalmente talófitos e invertebrados), distribuidos en función de los diferentes niveles de marea.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1170 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 11.24. Sustratos rocosos sublitorales (*Sublittoral rocky seabeds*)
- 11.25. Concreciones organogénicas sublitorales (Sublittoral organogenic concretions)

Del mismo modo, el hábitat 1170 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 11.24. Sustratos rocosos sublitorales (*Sublittoral rocky seabeds*)
- 11.25. Concreciones organogénicas sublitorales (*Sublittoral organogenic concretions*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:

- Plantas características del hábitat:
  Fucus spp, *Corallina* spp, *Gelidium* spp, *Cystoseira* spp, *Bifurcaria bifurcata*, *Padina pavonia*, *Verrucaria* spp, *Lichina pygmaea*, *Gibbula umbilicalis*, *Patella* spp, *Chthamalus stellatus*.

Subtipos

En la actualidad no se han reconocido subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

Este hábitat puede confundirse con fondos mixtos de roca y arena, no expuestos al oleaje, que, en realidad, resultan una transición entre el hábiat 1170 y los hábitats 1110 y 1140.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

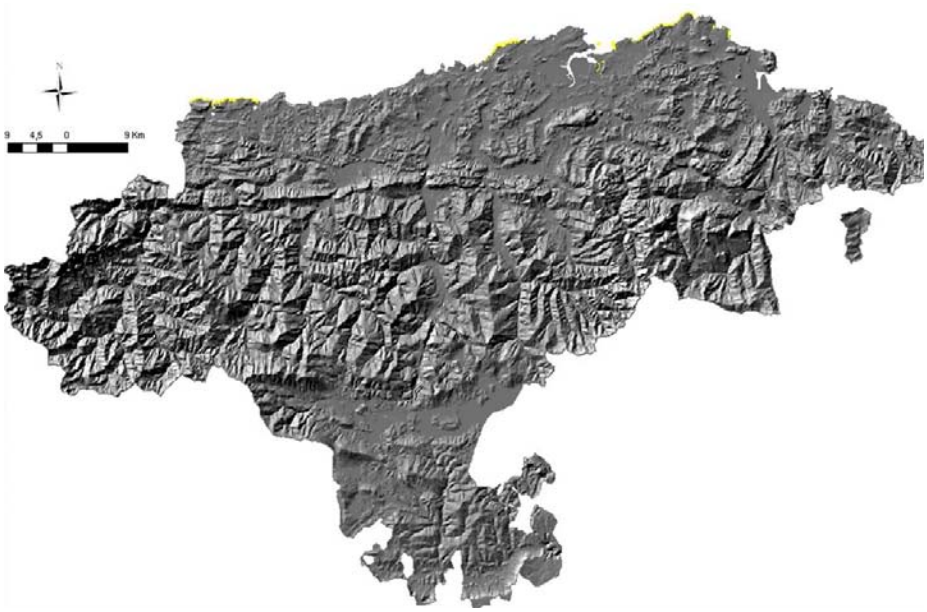


Figura I.9. Distribución del hábitat 1170 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.10. Distribución del hábitat 1170 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1210. Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Formaciones vegetales, comúnmente dominadas por plantas anuales, que recubren acumulaciones de materiales de arribazón y gravas, ricos en materia orgánica.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1210 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 17.2. Depósitos sobre playas de guijarros (*Shingle beach drift lines*)

Del mismo modo, el hábitat 1210 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 17.2. Depósitos sobre playas de guijarros (*Shingle beach drift lines*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Atriplici hastatae-Betetum maritima, *Beto maritimae-Atriplicetum litoralis*, *Atriplici-Cakiletum integriflorae.*

- Plantas características del hábitat:
  Cakile maritima, *Atriplex prostata*, *Euphorbia paralias*, *Beta maritima*, *Salsola kali*, *Polygonum maritimum*, *Honckenya peploides*.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

Estas formaciones pueden ser confundidas con el hábitat 2110, cuya principal diferencia es el sustrato sobre el que se desarrollan. Así, mientras que el hábitat 1210 se desarrolla sobre cantos, gravas y materiales de arribazón, las comunidades de *Cakiletea* del hábitat 2110 se desarrollan sobre playas, en contacto con el sistema dunar, o sustratos arenosos.

Del mismo modo, este hábitat puede confundirse con la vegetación descrita bajo el código 1220 de vegetación perenne sobre bancos de guijarros pero, a diferencia de éste, la vegetación dominante en el hábitat 1210 se corresponde con plantas anuales.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

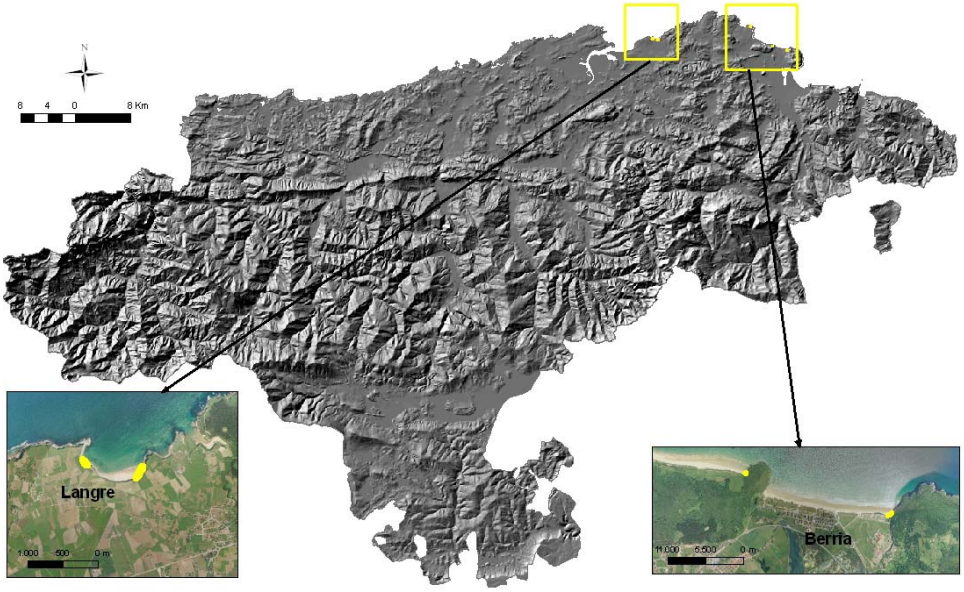


Figura I.11. Distribución del hábitat 1210 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.12. Distribución del hábitat 1210 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1230. Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Los acantilados costeros vegetados son pendientes escalonadas situadas sobre la costa, originadas por la erosión marina, que mantienen una gran diversidad de tipos de vegetación, como respuesta a una variable influencia marina.

El hábitat 1230 integra las dos primeras bandas de vegetación del acantilado, es decir, las comunidades halocasmofíticas xerófilas, instaladas en las fisuras de los roquedos marítimos, y las praderas eurohalinas de fisionomía graminoide, presentes en los suelos más desarrollados de los taludes.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1230 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 18.21. Comunidades atlánticas de acantilados (*Atlantic cliff communities*)

Del mismo modo, el hábitat 1230 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 18.21. Comunidades de los acantilados del norte (*Northern sea-cliffs communities*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Crithmo maritimi-Limonietum binervosi, Crithmo maritimi-Plantaginetum maritimae, Armerio depilatae-Limonietum ovalifolii, Spergulario rupicolae-Armerio depilatae, Asplenietum marini, Festuco pruinosae-Brachypodietum rupestres, Leucanthemo crassifolii-Festucetum pruinosae, Leucanthemo crassifolii-Helicrysetum stoechadis, Plantagini maritimae-Schoenetum nigricantis, Festuco pruinosae-Juncetum maritimi, Limonio binervosi-Caricetum extensae, Crithmo maritimi-Brassicetum oleraceae, Beto maritimae-Lavateretum arborece, Crithmo maritimae-Frankenietum laevis, Festuco pruinosae-Elymetum pycnanthi.

- Plantas características del hábitat:
  Crithmum maritimum, *Armeria maritima*, *Limonion* spp., *Brassica oleracea*, *Silene uniflora*, *Plantago maritima*, *Festuca rubra* subsp. *pruinosa*, *Daucus* spp., *Aplenium Marinus*, *Inula crithmoides*.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

El hábitat 1230 no debe ser confundido con las comunidades de playas y cantos situadas en la base de los acantilados (hábitats tipo 1210 y 1220), ni con los matorrales y helechales desarrollados, como una tercera banda de vegetación del acantilado, a continuación del hábitat 1230.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

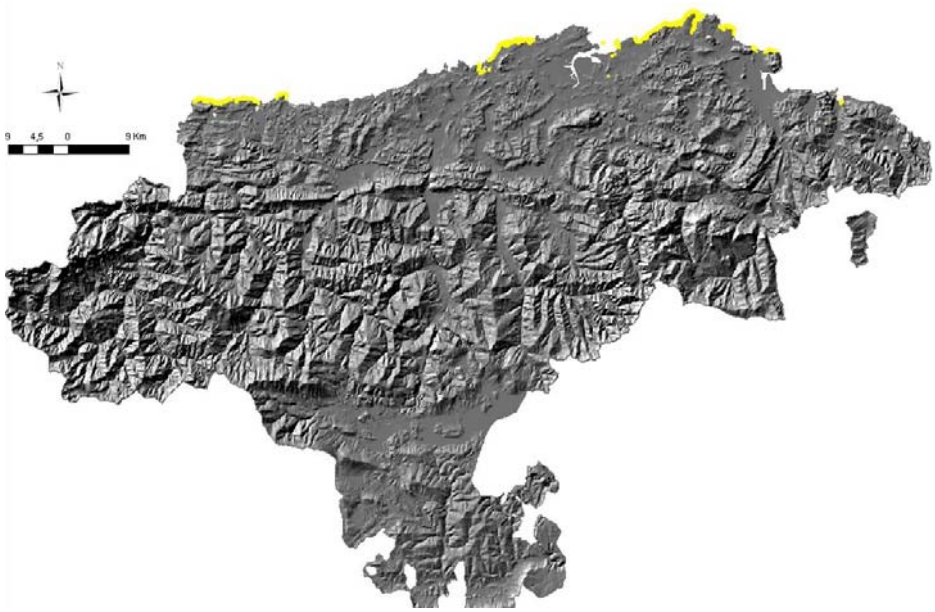


Figura I.13. Distribución del hábitat 1230 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.14. Distribución del hábitat 1230 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1310. Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas y arenosas.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Comunidades de vegetación anual, principalmente del género *Salicornia*, desarrolladas sobre sustratos fangosos o arenosos, periódicamente cubiertos por la marea.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1310 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 15.1. Vegetación halófila pionera (*Salt pioneer swards*)

Del mismo modo, el hábitat 1310 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 15.1. Vegetación anual halófila pionera (*Annual salt pioneer sward*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Salicornietum dolichostachyae, Salicornietum fragilis, Salicornietum obscurae, Salicornio perennis-Salicornietum ramosissimae, Saginetea maritimae.

- Plantas características del hábitat:
  Salicornia spp., *Suaeda* spp., *Sagina maritima*, *Desmazeria marina*.

Subtipos

- ***Comunidades vegetales pioneras de quenopodiáceas de aspecto carnoso de los géneros Salicornia y Suaeda***: estas comunidades se desarrollan sobre suelos limosos, formando la primera banda de vegetación tras la retirada temporal del agua de esteros, charcas y lagunas salinas. Dentro de este subtipo de hábitat 1310 se encuentran las siguientes comunidades:

- Pradera halófila de *Salicornia dolichostachya*: desarrolladas sobre suelos fangososo, en el límite superior del infraestero, libres de la inundación en bajamar.
- Pradera halófila de *Salicornia obscura*: cominidad desarrollada en niveles elevados de infraestero.
- Pradera halófila de *Sarcocornia perennis* y *Salicornia ramosissima*: comunidades de Salicornia, rojizas en la madurez, que de desarrollan sobre suelos limosos, o arnoso-limosos, en niveles elevados del infraestero.

- ***Formaciones de gramíneas y cariofiláceas propias de suelos salinos no evolucionados***: comunidades formadas por especies como *Desmazeria marina* y *Sagina maritima*, desarrolladas en enclaves nitrificados o ruderalizados.

Problemas de Interpretación

Este hábitat puede ser confundido con las comunidades del hábitat 1420, puesto que ambos se encuentran formados por quenopodiáceas de hojas crasas. No obstante, mientras que las comunidades del hábitat 1310 se encuentran dominadas por especies anuales del género *Salicornia*, las comunidades vegtales del hábitat 1420 están integradas, en su mayoría, por especies perennes de los géneros *Sarcocornia*, *Halimione* y *Suaeda*.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

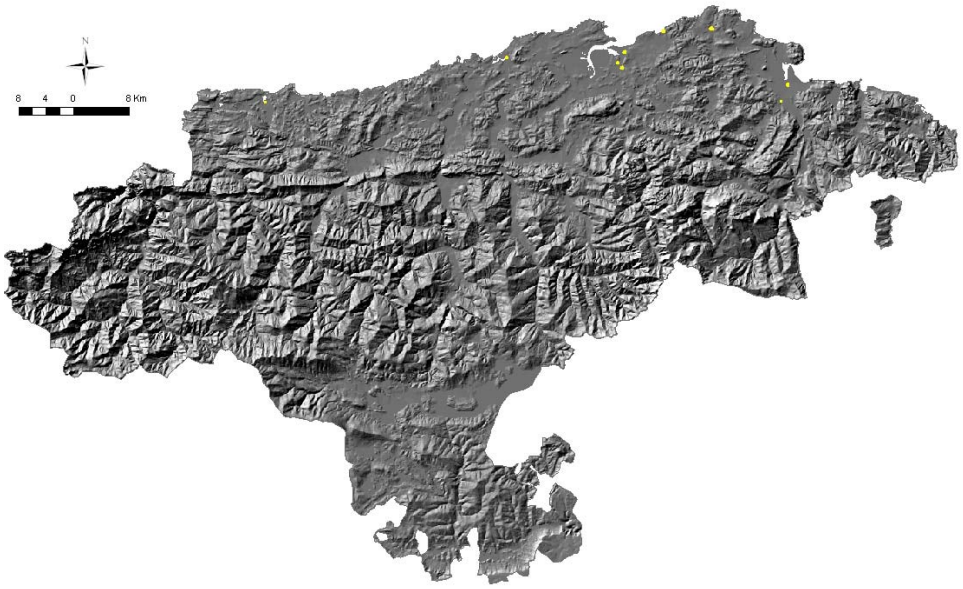


Figura I.15. Distribución del hábitat 1310 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.16. Distribución del hábitat 1310 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1320. Pastizales de *Spartina*.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Praderas pioneras compuestas por comunidades perennes del género *Spartina*, que tapizan el espacio intermareal de las marismas estuarinas y bahías de aguas tranquilas con cierto relleno sedimentario.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1320 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 15.2. Comunidades de Spartina (*Cordgrass swards*)

Asimismo, el hábitat 1320 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 15.2. Vegetación perenne halófila pionera (*Perennial salt pioneer sward*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Spartinetum maritimae.

- Plantas características del hábitat:
  Spartina maritima.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se integran dentro de este hábitat, las comunidades de *Spartina alterniflora* y *Spartina versicolor* por resultar especies alóctonas y, por lo tanto, alejadas de la naturalidad del sistema.

Por otro lado, el aspecto graminoide de estas comunidades podría llevar al observador a confundir este hábitat con las comunidades de praderas y juncales del hábitat 1330.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

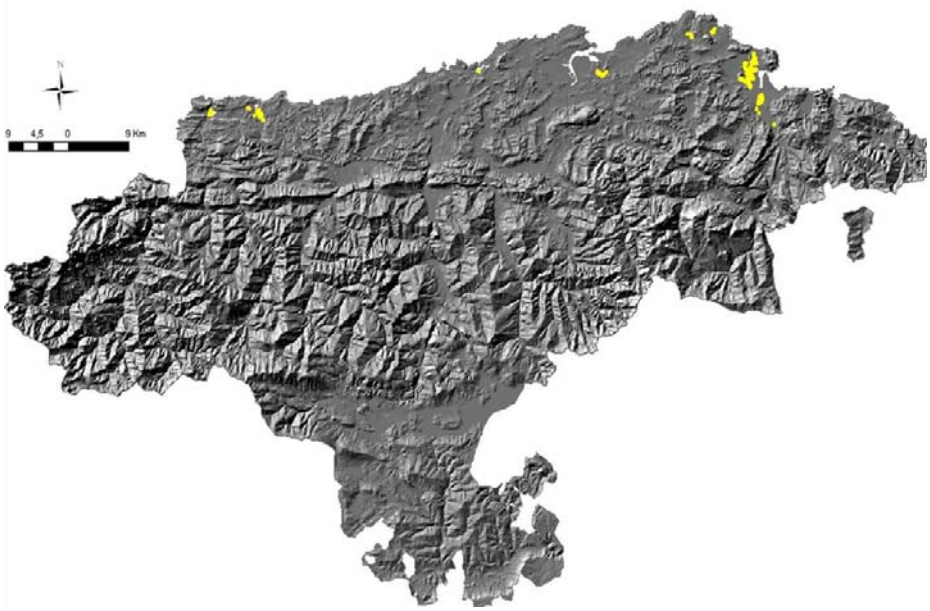


Figura I.17. Distribución del hábitat 1320 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.18. Distribución del hábitat 1320 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1330. Pastizales salinos atlánticos.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Pastizales salinos, de las costas atlánticas, que se desarrollan sobre sustratos fangosos o arenosos, en áreas protegidas de la acción directa del oleaje.

Estas comunidades forman el cinturón medio y superior de la vegetación de marisma, desarrollándose en aquellos espacios en los que aun existe inundación mareal, pero cuya frecuencia y duración resulta inferior al del resto del sistema estuarino.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 1330 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 15.3. Pastizales salinos atlánticos (*Atlantic salt meadows*)

Igualmente, el hábitat 1330 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 15.3. Pastizales salinos costeros boreo-nemorales (*Boreo-nemoral coastal salt meadows*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Junco maritimi-Caricetum extensae, Agrostio stoliniferae-Juncetum maritimi, Agrostio paspaletum vaginati, Inulo crithmoidis-Elytrigetum athericae, Puccinellio maritimae-Juncetum maritimi, Armerio depilatae-Frankenietum laevis, Limonio ovalifolii-Frankenietum laevis, Sarcocornio perennis-Limonioetum vulgaris, Elytrigietum athericae.

- Plantas características del hábitat:
  Juncus maritimus, Juncus gerardii, Agrostis stolonifera, Spergularia media, Elymus pycnanthus, Puccinellia maritima, Triglochin maritima, Aster tripolium, Elytrigium sp, *Limonium ovalifolium.*

Subtipos

- ***Juncal moderadamente halófilo***: comunidades de juncal mixto de junco marino (*Juncus maritimus*) y *Juncus gerardii*, desarrolladas sobre suelos húmedos y salobres, anegados durante las pleamares.

- ***Juncal subhalófilo***: comunidades de juncal denso de *Juncus maritimus*, ricas en herbáceas perennes halófilas o subhalófilas, desarrolladas en las colas de los estuarios.

- ***Gramal halonitrófilo de marisma***: vegetación dominada por la gramínea *Elymus pycnanthus*, que forma praderas en suelos enriquecidos en sustancias nitrogendas.

- ***Pastizal-Tomillar halófilo***: comunidades desarrolladas sobre suelos bien drenados, arenosos o compuestos por guijarros, de contacto marisma-duna.

- ***Prado halófilo pionero de Aster tripolium***.

Problemas de Interpretación

El aspecto graminoide del hábitat 1330 puede conducir a confusiones con el hábitat 1320, del que se diferencia, entre otros, porque este último muestra una composición monoespecífica, frente a la heterogeneidad de especies presentes en el hábitat 1330.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

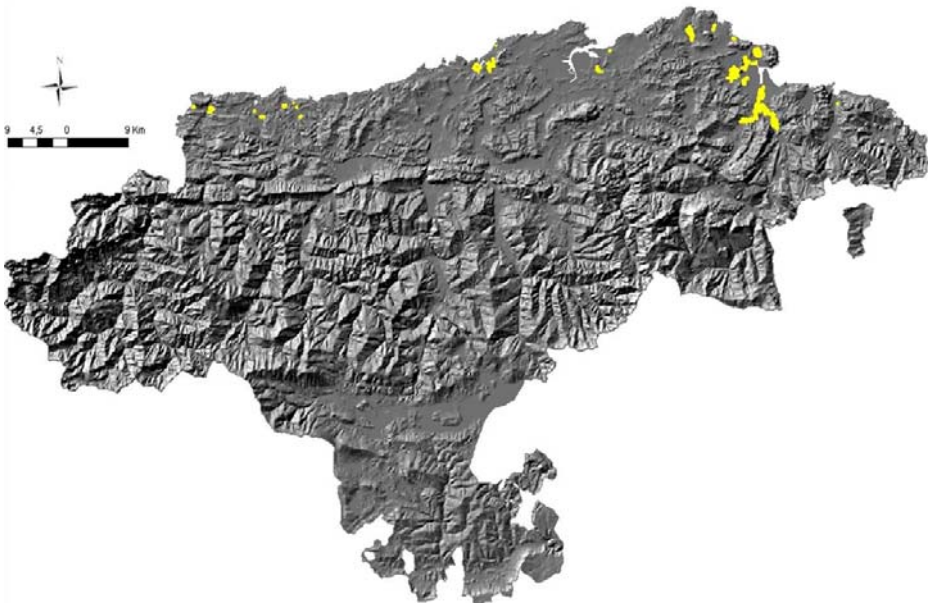


Figura I.19. Distribución del hábitat 1330 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.20. Distribución del hábitat 1330 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 1420. Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Vegetación perenne desarrollada sobre fangos salinos, tanto costeros como estuarinos, principalmente compuesta por matas arbustivas perennes, con distribución mediterráneo-atlántica, perteneciente a la clase *Sarcocornetea fruticosae*.

En Cantabria se localiza en marismas y bahías donde, o bien se inunda puntualmente durante la pleamar, o bien queda fuera de ella, sobre suelos húmedos o muy húmedos, marcadamente salinos, prácticamente sin aportes de agua dulce.

Su porte es variable y suele estar compuesto por matas de quenopodíaceas carnosas (crasas), variando su composición florística en función del grado de inundación.

Relación con otras clasificaciones

El hábitat 1420 se relaciona con las siguientes formaciones Corine (1991):

- 15.6. Matorrales halófilos (*Saltmarsh scrubs*)

Del mismo modo, se relaciona con la siguiente formación de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 15.6. Matorrales mediterráneos-nemorales halófilos (*Mediterraneo-Nemoral saltmarsh scrubs*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Halimionetum portulacoides, Puccinellio maritimae-Sarcocornietum perennis, Agropyro-Suaedetum verae, Puccinellio maritimae-Sarcocornietum fruticosi.

- Plantas características del hábitat:
  Sarcocornia fruticosa, Sarcocornia perennis, Halimione portulacoides, Suaeda vera.

Subtipos

- ***Matorral suculento, halófilo y postrado***: comunidad subarbustiva formada por Sosa de las salinas *(Sarcocornia perennis* subsp. *perennis)* y Verdolaga marina *(Halimione portulacoides).* Ocupa suelos salinos semifangosos y semiblandos, frecuente e intensamente inundados durante todas las pleamares.

- ***Matorral suculento, halófilo y erguido***: formación arbustiva compuesta principalmente por matas de Sosa alacranera (*Sarcocornia fruticosa*) y Verdolaga marina (*Halimione portulacoides*). Se asienta sobre suelos salinos de naturaleza semifangosa y semidura, localizados en la zona alta de la marisma e inundados sólo durante las pleamares vivas.

- ***Matorral halófilo postrado de Verdolaga marina***: vegetación subarbustiva primocolonizadora (pionera en colonizar suelos desprovistos de vegetación), características de los suelos fangosos de las marismas, a menudo compuesta, de forma monoespecífica, por Verdolaga marina (*Halimione portulacoides*). Aparece en los claros de los matorrales halófilos y recubriendo suelos arenosos, más drenados y secos que los fangosos y/o limosos.

- ***Matorral halófilo elevado***: comunidad de *Suaeda vera* que ocupa el límite superior de influencia de las mareas en el supraestero de suelos arenosos y secos.

Problemas de Interpretación

Estas comunidades pueden confundirse con las comunidades características del hábitat 1310 (*Vegetación anual pionera con Salicornia*), ya que ambas comunidades se encuentran dominadas por quenopodiáceas de hojas crasas. Sin embargo, las comunidades vegetales propias del hábitat 1310 se componen predominantemente por especies anuales del género *Salicornia*, mientras que en el caso del hábitat 1420, las comunidades están integradas, mayoritariamente, por plantas perennes de los géneros *Sarcocornia, Suaeda* y *Halimione*.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

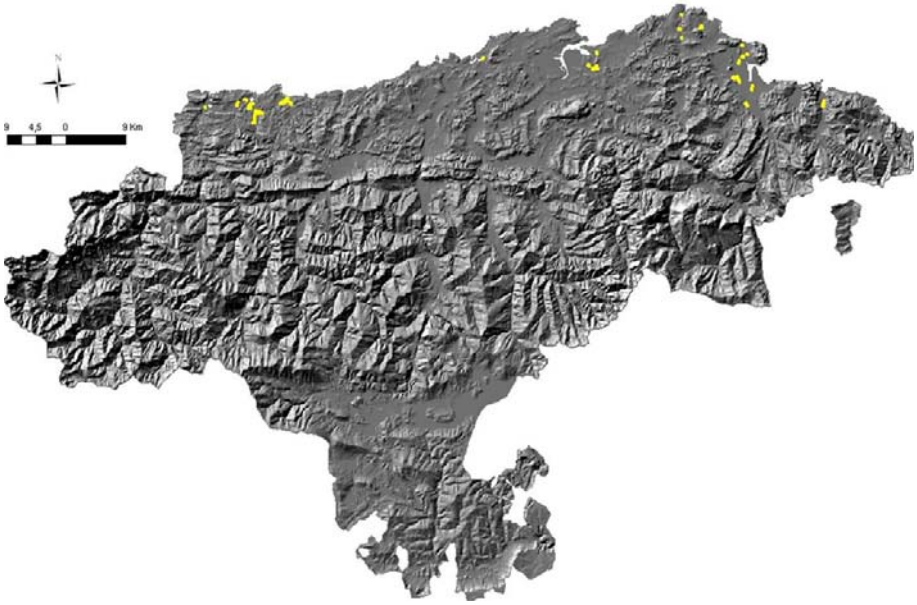


Figura I.21. Distribución del hábitat 1420 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.22. Distribución del hábitat 1420 en la red Natura 2000 de las provincias costeras de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 2110. Dunas móviles embrionarias.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Este hábitat está constituido por la vegetación que coloniza la interfase playa-duna, es decir, es el primer tipo de vegetación del sistema dunar.

Las dunas embrionarias se definen como pequeñas acumulaciones arenosas (inferiores a 1m de altura), situadas sobre la zona de acción del oleaje, con comunidades vegetales pobres de herbáceas psammófilas perennes.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 2110 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 16.211. Dunas embrionarias (E*mbryonic dunes*)

Asimismo, el hábitat 2110 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 16.211. Dunas atlánticas embrionarias (*Atlantic embryonic dunes*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Euphorbio paraliae-Elytrigietum boreoatlanticae.

- Plantas características del hábitat:
  Euphorbia paralias, Calystegia soldanella, Cakile maritima, Eryngium maritimus, Honkenya peploides, Elymus farctus.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

Puede confundirse con la vegetación de playa desarrollada sobre arribazones. Del mismo modo, es posible confundir el hábitat 2110 con gramales psammófilos nitrófilos dominados por *Elytrigia atherica*, en lugar de *Elytrigia juncea* subsp *boreoatlantica* (*Elymus farctus* subsp. *boreali-atlanticus*), con una elevada presencia de especies ruderales.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

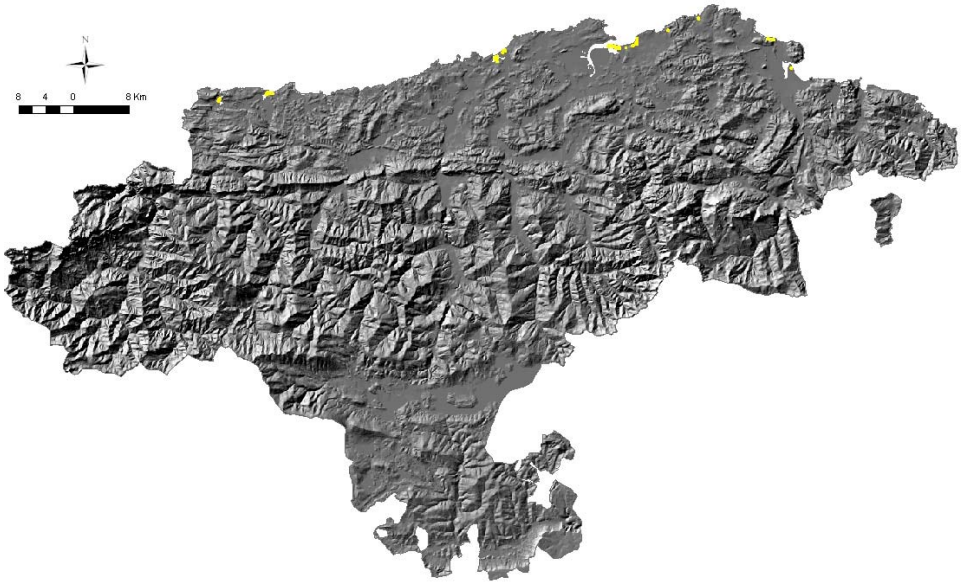


Figura I.23. Distribución del hábitat 2110 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.24. Distribución del hábitat 2110 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 2120. Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria*.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Dunas litorales de sedimentos móviles e inestables, colonizados por la especie *Ammophila arenaria*, que conforman la segunda banda de vegetación del sistema dunar, ascendiendo desde el mar.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 2120 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 16.212. Dunas blancas (*White dunes*)

Del mismo modo, el hábitat 2120 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 16.212. Dunas blancas (*White dunes*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Othanto maritimi-Ammophiletum Australis.

- Plantas características del hábitat:
  Ammophila arenaria subsp. *australis*, *Callystegia soldanella*, *Eryngium maritimum*, *Euphorbia paralias*, *Medicago marina.*

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

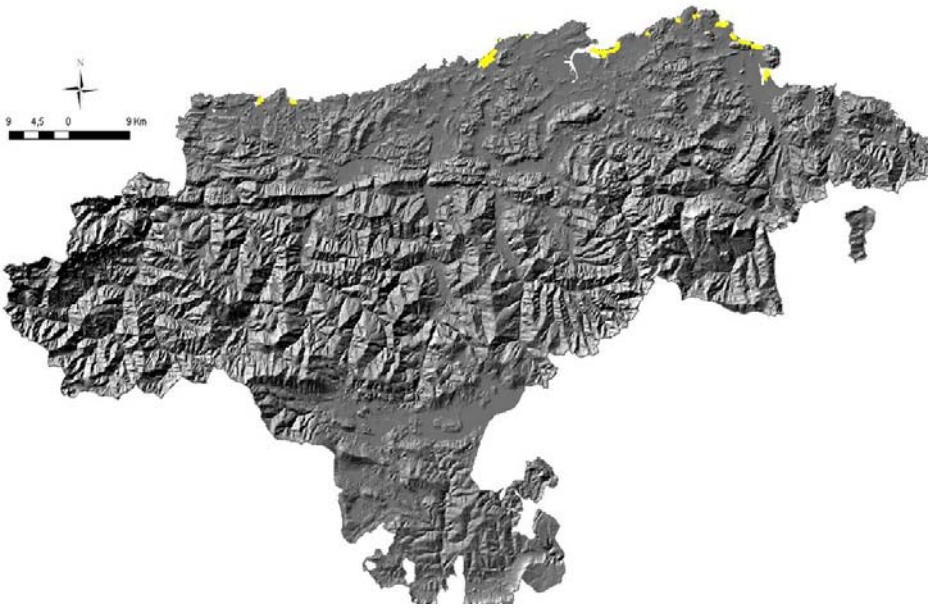


Figura I.25. Distribución del hábitat 2120 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.26. Distribución del hábitat 2120 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 2130. Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (*).

1. Catalogación

Hábitat prioritario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Dunas litorales fijas de la costa altántica, estabilizadas y colonizadas por praderas, con una elevada abundancia de líquenes y musgos.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 2130* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 16.221. Dunas grises del norte (*Northern grey dunes*)
- 16.222. Dunas grises del golfo de Vizcaya (*Biscay grey dunes*)
- 16.223. Dunas grises ibero-mediterráneas (*Ibero-Mediterranean grey dunes*)

Del mismo modo, el hábitat 2130* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 16.221. Dunas grises del atlántico norte (*Northern atlantic grey dunes*)
- 16.227. Comunidades herbáceas anuales de dunas (*Dunes fine-grass annual communities*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Helichryso maritimi-Koelerietum arenariae.

- Plantas características del hábitat:
  Helichrysum stoechas, Koeleria glauca, Dianthus sp.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

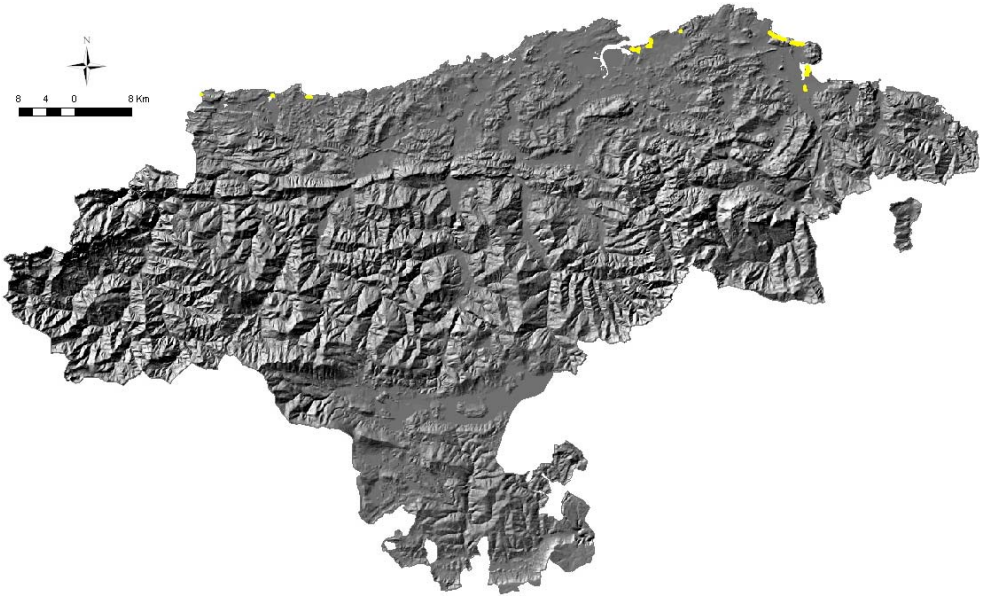


Figura I.27. Distribución del hábitat 2130* en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.28. Distribución del hábitat 2130* en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 2180. Dunas arboladas de las regiones atlántica, continental y boreal.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Bosques naturales o seminaturales de los sistemas dunares de la región costera atlántica, continental y boreal, con una estructura forestal y un cortejo de especies nemorales carácterísticas bien desarrollado.

Comprende bosques caducifolios como robledales y hayedos acidófilos, bosques pioneros con *Betula* spp y *Crataegus monogina*, bosques mixtos con *Pinus pinaster-Quercus ilex*, *Faxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* y *Ulmus minor*, así como bosques seminaturales, con estrato arbustivo, desarrollados espontáneamente a partir de viejas plantaciones.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 2180 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 16.29. Dunas forestadas (*Wooded dunes*)

Asimismo, el hábitat 2180 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 16.29. 16.29. Dunas forestadas (*Wooded dunes*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris, Laurus nobilis-Quecetum ilicis.

- Plantas características del hábitat:
  Las especies vegetales resultan muy variadas y características de cada localización.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

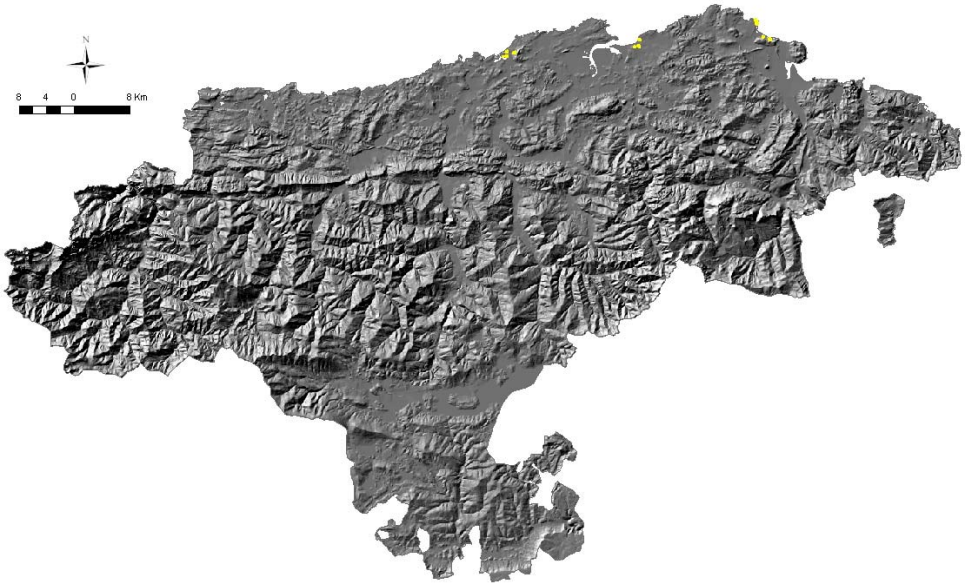


Figura I.29. Distribución del hábitat 2180 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.30. Distribución del hábitat 2180 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 2190. Depresiones intradunales húmedas.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Depresiones húmedas dentro de los sistemas dunares, estacionalmente inundadas, que se encuentran alimentadas por manantiales y/o acuíferos de agua dulce, así como por el agua procedente de lluvias.

Las depresiones intradunales húmedas se caracterizan por presentar notables fluctuaciones intraanuales en el nivel de la lámina de agua, así como por su elevada riqueza florística, especialmente en especies amenazadas.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 2190 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 16.31. Pozas-charcas localizadas en depresiones dunares (*Dune-slack pools*)
- 16.32. Prados pioneros en depresiones dunares (*Dune-slack pioneer sward*)
- 16.33. Turberas de depresiones dunares (*Dune-slack fens*)
- 16.34. Pastizales de depresiones dunares (*Dune-slack grasslands*)
- 16.35. Juncales y carrizales en depresiones dunares (*Dune-slack reedbeds and sedgebeds*)

Asimismo, el hábitat 2190 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 16.31. Pozas en depresiones dunares (*Dune-slack pools*)
- 16.32. Prados pioneros en depresiones dunares (*Dune-slack pioneer sward*)
- 16.33. Turberas de las depresiones dunares (*Dune-slack fens*)
- 16.34. Pastizales de depresiones dunares (*Dune-slack grasslands*)
- 16.35. Juncales, carrizales y mimbreras en depresiones dunares (*Dune-slack reedbeds, sedgebeds and canebeds*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Asociaciones de las alianzas *Heleochloion* y *Caricion*, *Carici arenariae-Juncetum acuti*, *Cypero badii-Scirpetum holoschoenim*, *Thypo angustifoliae-Phragmitetum australis*, *Bolboschoenetum compacti.*

- Plantas características del hábitat:
  Las especies vegetales resultan muy variadas y características de cada localización.

Subtipos

- ***Prados pioneros intradunales***: comunidades de bordes de pequeñas charcas, de las especies *Gnaphalium luteo-album*, *Sagina sabuletorum*, *Juncus articulatus* y *Carex pulchella*.

- ***Praderas húmedas y juncales intradunales***: Juncales de *Juncus acutus* desarrollados sobre suelos con cierta salinidad que se mantienen hidromorfos, a pesar de sufrir desecación estival, y juncales de junco churrero (*Scirpoides holoschoenus*), desarrollados sobre suelos arenosos con hidromorfía temporal muy prolongada y algo nitrificada.

- ***Carrizales, y masegares intradunales***: comunidades de porte elevado, representadas por carrizales de influencia dulceacuícola, desde superficialmente secos a permanentemente inundados, y masegares de zonas higroturbosas.

- ***Turberas intradunales:*** turberas generalmente básicas (si bien ocasionalmente pueden resultar turberas ácidas), con una fisionomía similar a las junqueras ricas en *Schoenus nigricans* y *Juncus subnodulosus*.

Problemas de Interpretación

Resulta frecuente observar pies de especies arbóreas en las depresiones intradunales húmedas, como por ejemplo sauces (*Salix* spp.) y alisos (*Alnus glutinosa*). Sin embargo, cuando las especies arbóreas pasan a ser las especies dominantes, el hábitat pasa a ser una duna forestada, es decir, hábitat 2180.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

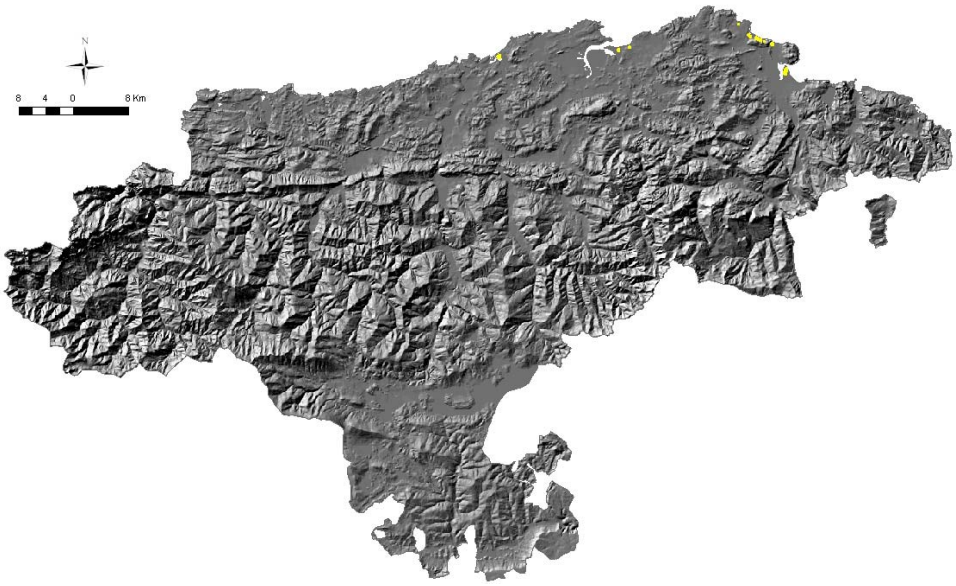


Figura I.31. Distribución del hábitat 2190 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.32. Distribución del hábitat 2190 en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 3270. Ríos de orillas fangosas con vegetación de *Chenopodion rubri* pp. y de *Bidention* pp.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Cursos fluviales con aportes de sedimentos fangosos en las orillas, que son colonizados por especies pioneras y nitrófilas características de las alianzas *Chenopodion rubri* y *Bidention.*

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 3270 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 24.52. Comunidades anuales de fango de los ríos eurosiberianos (*Euro-siberian annual river mud communities*)

Del mismo modo, el hábitat 3270 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 24.52. Comunidades anuales de fango de los ríos eurosiberianos (*Euro-siberian annual river mud communities*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Polygonetum hydropiperis, *Filaginello uliginosae-Bidentetum tripartitae.*

- Plantas características del hábitat:
  Polygonum hydropiper, *Artemisia verlotiorum*, *Rumex* spp., *Bidens* spp., *Xanthium* spp.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

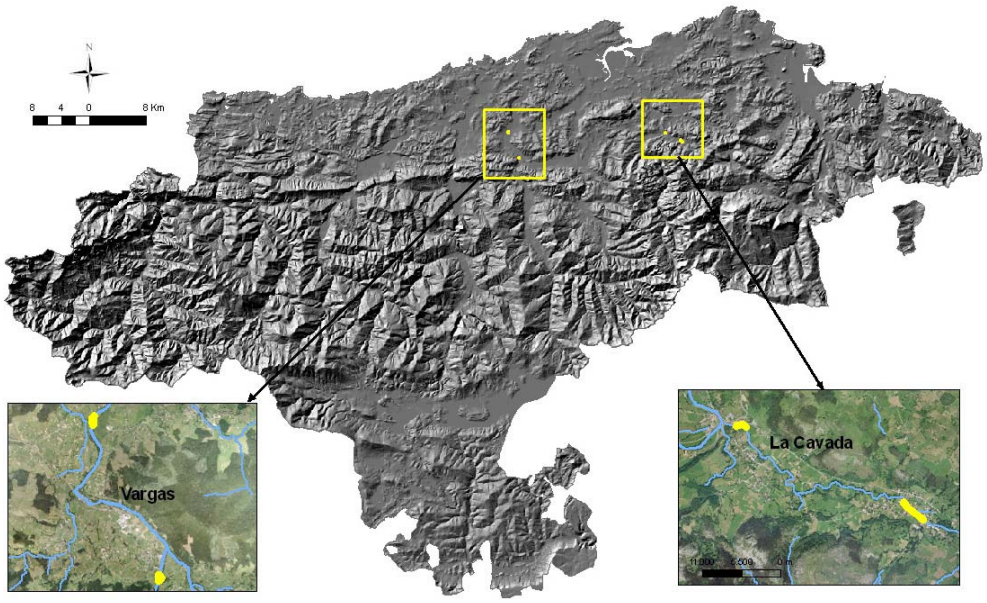


Figura I.33. Distribución del hábitat 3270 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.34. Distribución del hábitat 3270 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 4030. Brezales secos europeos.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Matorrales mesófilos o xerófilos, dominados por especies de los géneros *Erica, Calluna, Ulex*, *Citisus* o *Stauracanthus*, que se distribuyen desde el nivel del mar hasta los 1900m de altitud, en suelos no carbonatados.

Son formaciones arbustivas de talla media-baja, generalmente densas. No obstante, pueden distribuirse en mosaico con otras formaciones matorral y/o pastizal.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 4030 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 31.2. Brezales secos (*Dry heaths*)

Asimismo, el hábitat 4030 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 31.2. Brezales secos (*Dry heaths*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Erico tetralicis-Ulicetum gallii, Halimio umbellati-Daboecietum cantabriacae, Carici asturicae-Callunetum vulgaris, Vaccinio myrtilli-Ulicetum gallii, Ulici gallii-Ericetum ciliaris, Gentiano pneumonanthe-Ericetum mackaianae, Erico vagantis-Ulicetum europai, Daboecio cantabricae-Ericetum aragonensis, Genisto anglicae-Ericetum vagansis, Genisto occidentalis-Ulicetum maritimi.

- Plantas características del hábitat:
  Erica tetralix, Erica ciliaris, Calluna vulgaris, Daboecia cantabrica, Ulex gallii, Vaccinium myrtillus, Ulex europaeus, Erica australis, Erica mackaiana, Pteridium aquilinum, Erica vagans.

Subtipos

Es posible diferenciar tantos subtipos como asociaciones fitosociológicas descritas para el hábitat.

Problemas de Interpretación

Los brezales-tojares secos, en sus aspectos más ombrófilos e higrófilos, generalmente con *Erica tetralix*, *E. ciliaris* o *E. mackaiana*, pueden confundirse con los brezales húmedos de los hábitats 4010 y 4020. No obstante, pueden diferenciarse por la ausencia de esfagnos, presente en los brezales húmedos.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

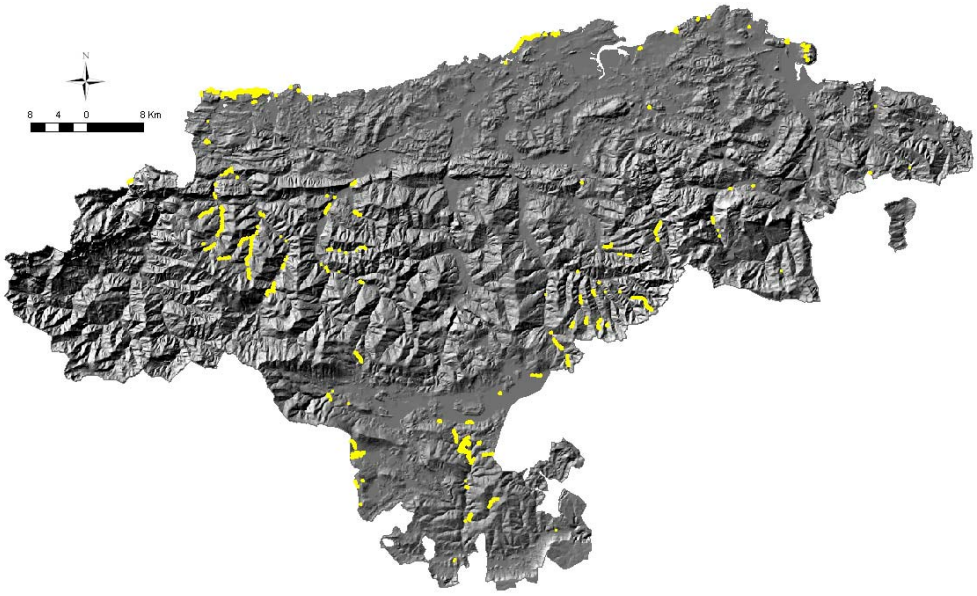


Figura I.35. Distribución del hábitat 4030 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.36. Distribución del hábitat 4030 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 4090. Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Matorrales primarios de las montañas altas y secas, muy ricos en endemismos, que crecen por encima del último nivel arbóreo, o descienden a altitudes menores por degradación de los bosques.

En la cornisa cantábrica descienden hasta el nivel del mar en los acantilados marítimos, y se corresponden de los aulagares cantábricos y pirenáicos, tanto de las especies *Genista hispanica* como *Genista legionensis*.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 4090 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 31.7. Aliagares (*Hedgehog heaths*)

Asimismo, el hábitat 4090 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 31.7. Aliagares (*Hedgehog heaths*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Lithodoro diffusae-Genistetum legionensis, Lithodoro diffusae-Genistetum occidentalis, Arctostaphylo crassifoliae-Genistetum occidentalis, Helictotricho cantabrici-Genistetum occidentalis, Ulici europaeo-Genistetum occidentalis, Lithodoro diffusae-Genistetum scorpii.

- Plantas características del hábitat:
  Genista legionensis, Glandora diffusa, Genista hispanica subsp. *occidentalis, Genista scorpius.*

Subtipos

Es posible diferenciar tantos subtipos como asociaciones fitosociológicas descritas para el hábitat.

Problemas de Interpretación

No deben incluirse en este hábitat los escobales silicícolas con especies de aspecto retamoide de los géneros *Adenocarpus*, *Cytisus*, *Retama*, etc.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

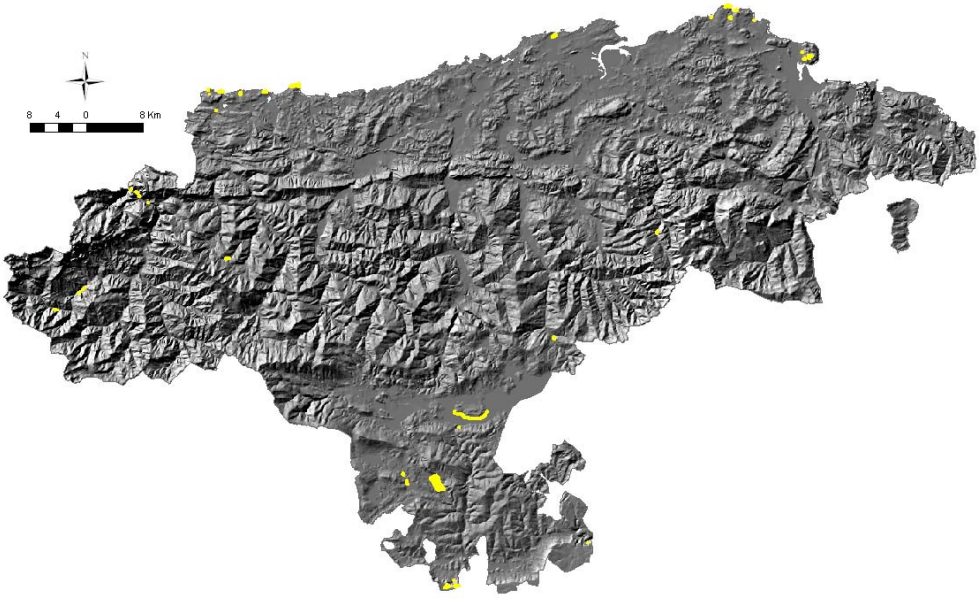


Figura I.37. Distribución del hábitat 4090 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

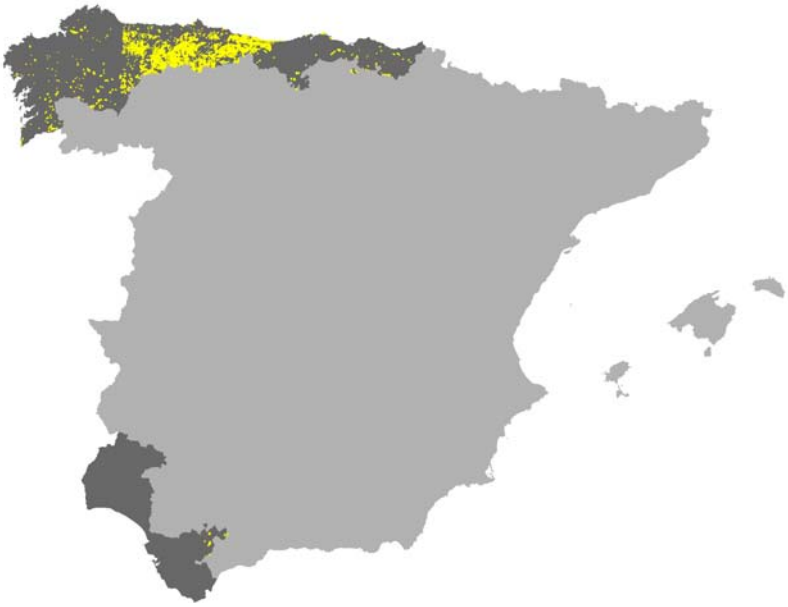


Figura I.38. Distribución del hábitat 4090 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 5230. Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis* (*).

1. Catalogación

Hábitat prioritario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Matorrales arborescentes dominados por el laurel (*Laurus nobilis*), no definidos como facies de los encinares cantábricos.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 5230* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 32.18. Matorral de laurel (*Laurel matorral*)

Igualmente, el hábitat 5230* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 32.18. Matorral europeo de laurel (*European laurel matorral*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Tamo communis-Lauretum nobilis.

- Plantas características del hábitat:
  Laurus nobilis.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

Las facies de laurel propias de los encinares cantábricos (*Laurus nobilis-Quercetum ilicis*) quedan excluídas de este hábitat, reconociéndose como parte del encinar (hábitat 9340).

No debe confundirse con otras formaciones leñosas perennifolias de porte elevado dominadas por las especies *Arbutus unedo* y *Phillyrea latifolia*.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

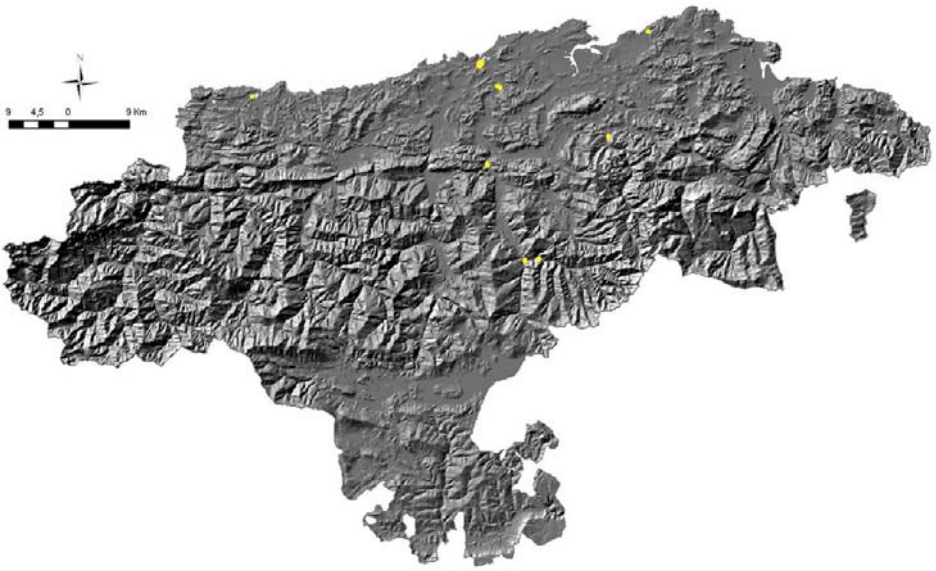


Figura I.39. Distribución del hábitat 5230* en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.40. Distribución del hábitat 5230* en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 5310. Monte bajo de *Laurus nobilis*.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Formaciones arbustivas, no arborescentes, del laurel (*Laurus nobilis*), desarrolladas en espacios frescos o húmedos, como las zonas abrigadas de la parte superior de los acantilados costeros, sobre suelos frescos y someros, y las fisuras y pequeñas repisas de roquedos calizos.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 5310 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 32.216. Arbustos de laurel (*Laurel thickets*)

Igualmente, el hábitat 5310 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 32.216. Arbustos de laurel (*Laurel thickets*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Tamo communis-Lauretum nobilis, Hedero helicis-Lauretum nobilis.

- Plantas características del hábitat:
  Laurus nobilis.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No debe confundirse con otras formaciones leñosas perennifolias de porte elevado, como las dominadas por *Arbutus unedo* y *Phillyrea latifolia*, ni con los lauredales de mayor porte (hábitat 5230*).

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

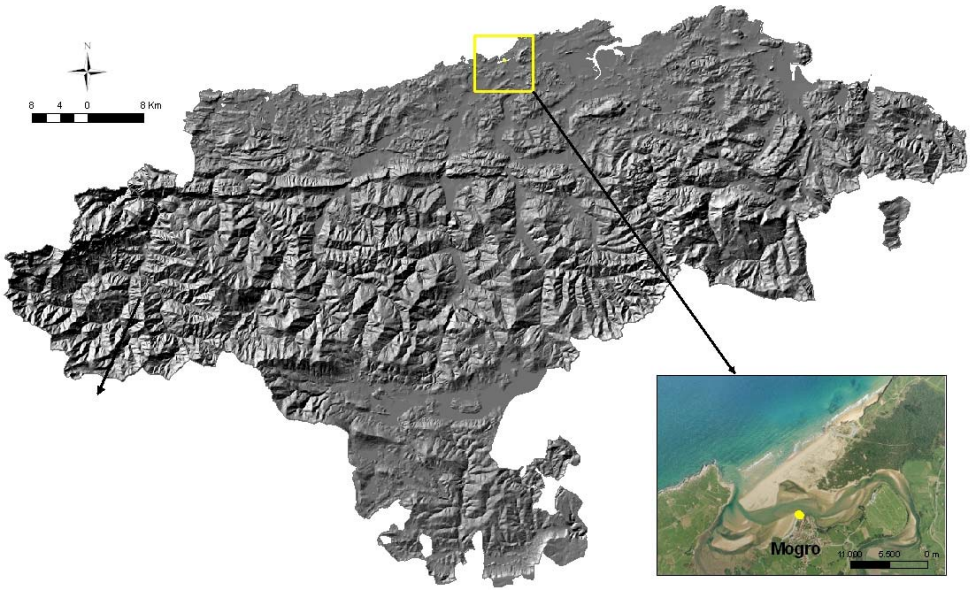


Figura I.41. Distribución del hábitat 5310 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.42. Distribución del hábitat 5310 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 6210. Prados secos semi-naturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*).

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Prados naturales y seminaturales perennes, asociados a sustratos calizos, desarrollados sobre suelos delgados, bien drenados y ricos en limos.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 6210 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 34.31. Prados esteparios subcontinentales (*Sub-continental steppic grasslands*)
- 34.32. Prados subatlánticos semi-secos sobre sustratos calcáreos (*Sub-Atlantic semi-dry calcareous grasslands*)
- 34.33. Prados subatlánticos muy secos sobre sustratos calcáreos (*Sub-Atlantic very dry calcareous grasslands*)
- 34.34. Prados centroeuropeos sobre sustratos calcáreos y silíceos (*Central European calcaro-siliceous grasslands*)

Asimismo, el hábitat 6210 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 34.31. Prados esteparios subcontinentales (*Sub-continental steppic grasslands*)
- 34.32. Prados subatlánticos semi-secos sobre sustratos calcáreos (*Sub-Atlantic semi-dry calcareous grasslands*)
- 34.33. Prados subatlánticos muy secos sobre sustratos calcáreos (*Sub-Atlantic very dry calcareous grasslands*)
- 34.34. Prados centroeuropeos sobre sustratos calcáreos y silíceos (*Central European calcaro-siliceous grasslands*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Seseli cantabrici-Brachypodietum rupestris, Seslerio hispanicae-Helictitrichetum cantabrici, Aquilegio pyrenaicae-Seslerietum albicantis, Bromo erecti-Caricetum brevicollis.

- Plantas características del hábitat:
  Brachypodium pinnatum, Medicago sativa, Anthyllis vulneraria, Ophrys spp., *Sanguisorba minor, Carex brevisollis, Bromus erectus, Sesleria albicans*.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

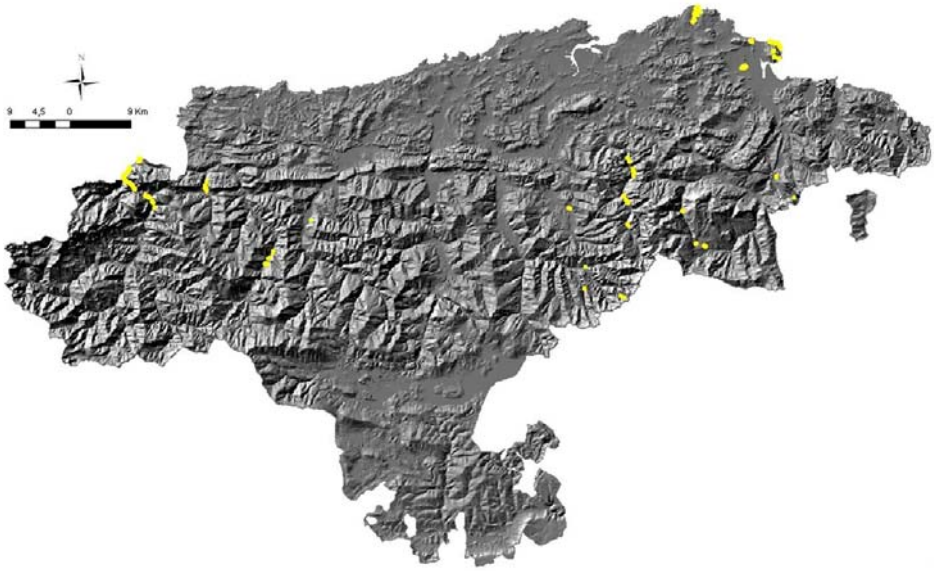


Figura I.43. Distribución del hábitat 6210 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.44. Distribución del hábitat 6210 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 6430. Megaforbios eutrofos higrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Comunidades vegetales dominadas por herbáceas de gran porte (megaforbios), características de suelos húmedos y ricos en materia orgánica que, en zonas de baja altitud, se desarrollan en lugares semisombreados, cercanos a cursos de agua, mientras que en la alta montaña toleran enclaves de mayor luminosidad suficientemente húmedos.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 6340 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 37.7. Megaforbios higrófilos (*Humid tall herb fringes*)
- 37.8. Comunidades alpinas y subalpinas de hierbas altas (*Subalpine and alpine tall herb communities*)

Del mismo modo, el hábitat 6340 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 37.7. Megaforbios higrófilos (*Humid tall herb fringes*)
- 37.8. Comunidades alpinas y subalpinas de hierbas altas (*Subalpine and alpine tall herb communities*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Oenantho crocatae-Filipenduletum ulmariae, Senecio laderoi-Filipenduletum ulmariae, Picrido hieracioidis-Eupatorierum cannabini, Urtico dioicae-Sambucetum ebuli angelicetosum, Geranio robertiani-Caryolophetum sempervirens, Oxalidi acetosellae-Geranietum robertiani, Erucastro nasturtiifolii-Calamagrostietum pseudophragmites, Aconito neapolitani-Myrrhetum odorati, Allio victorialis-Adenostuletum alliariae, Valeriano pyrenaicae-Chaerophylletum hirsuti.

- Plantas características del hábitat:
  Althaea officinalis, Filipendula ulmaria, Eupatorion cannabium, Epilobium hirsutum, Pentaglottis sempervirens, Geranium robertianum, Alliaria petiolata, Chaerophyllum hirsutum, Rumex alpinus, Glechoma hederacea, Silene dioica.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

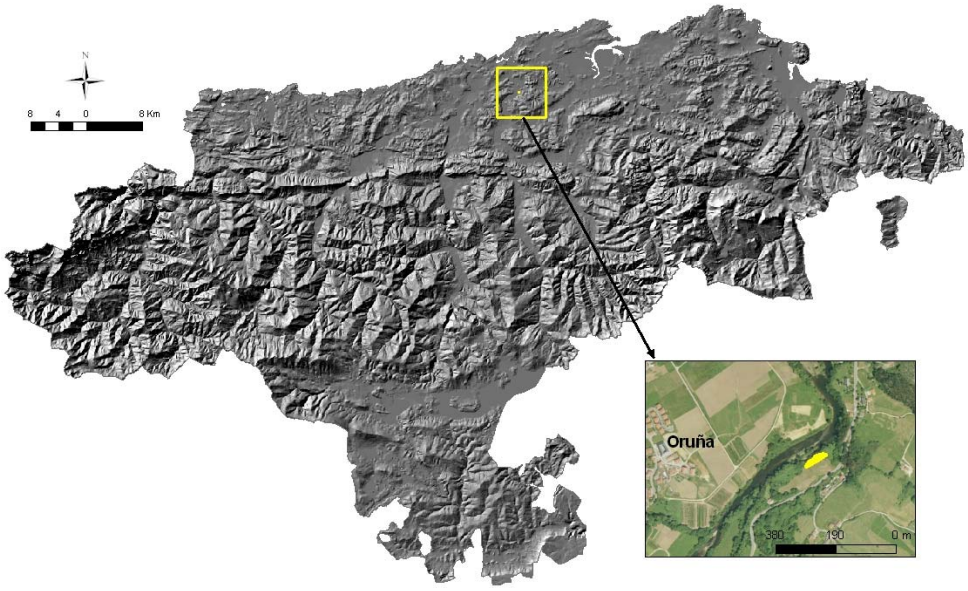


Figura I.45. Distribución del hábitat 6430 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.46. Distribución del hábitat 6430 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 7210. Turberas calcáreas del *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae* (*).

1. Catalogación

Hábitat prioritario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Lechos de *Cladium mariscus* desarrollados en las zonas de plantas emergentes de los lagos o estadíos sucesionales de las zonas de agricultura extensiva con prados húmedos, en contacto con la vegetación de las alianzas *Caricion davallianae* y *Phragmition*.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 7210* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 53.3 Comunidades de *Carex* (*Fen-sedge beds*)

Igualmente, el hábitat 7210* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 53.3 Comunidades de *Carex* (*Fen-sedge beds*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Cladietum marisci.

- Plantas características del hábitat:
  Cladium mariscus.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

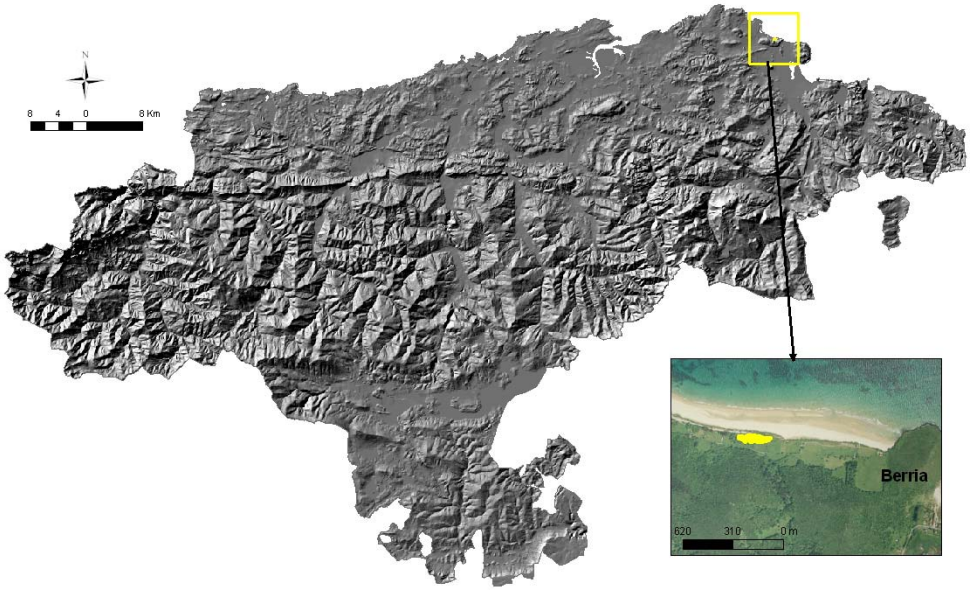


Figura I.47. Distribución del hábitat 7210* en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.48. Distribución del hábitat 7210* en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 91E0. Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*).

1. Catalogación

Hábitat prioritario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Bosques de ribera de aliso común (*Alnus glutinosa*), aliso gris (*Alnus incana*, alóctono en Cantabria), fresno de foliolos anchos (*Fraxinus excelsior*) y sauces de porte arbóreo, principalmente sauce blanco (*Salix alba*).

Estos bosques se desarrollan en suelos pesados (generalmente ricos en depósitos aluviales), periódicamente inundados por las crecidas del cauce fluvial, aunque bien drenados y aireados durante el estiaje.

De forma general, las alisedas son formaciones vegetales localizadas junto al cauce, formando la primera banda de vegetación que soporta las avenidas fluviales. Sin embargo, las características naturales del aliso, que no tolera grandes cambios en el nivel freático y requiere un nivel constante de humedad, favorece que en los cauces fluviales de mayor torrencialidad y lechos de cantos, las alisedas sean sustituidas por saucedas.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 91E0* se relaciona con las siguientes formaciones Corine (1991):

- 44.2. Bosques riparios de alisos (*Grey alder galeries*)
- 44.3. Bosques medio-europeos de alisos y fresnos (*Medio-European stream ash-alder woods*)

Del mismo modo, el hábitat 91E0* se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 44.2. Bosques boreo-alpinos riparios de galería (*Boreo-alpine riparian galleries*)
- 44.3. Bosques medio-europeos de alisos y fresnos (*Medio-European stream ash-alder woods*)
- 44.13. Bosques centro-europeos de Sauce blanco (*Middle European white willow forest*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae, Hyperico andrisaemi-Alnetum, Salicetum angustifolio-albae.

- Plantas características del hábitat:
  Alnus glutinosa, Alnus incana, Fraxinus excelsior, Populus nigra, Salix alba, Salix fragilis, Betula pubescens, Ulmus glabra, Angelica sylvestris, Cardamine pratensis, Carex acutiformis, C. pendula, C. remota, C. sylvatica, Equisetum telmateia, Filipendula ulmaria, Geranium sylvaticum, Geum rivale, Lycopus europaeus, Lysimachia nemorum, Rumex sanguineus, Stellaria nemorum, Urtica dioica.

Subtipos

- ***Alisedas cantábricas orientales***: bosques riparios cantabro-euskaldunes, orocantábricos y ovetenses de aliso, desarrollados en riberas fluviales no afectadas normalmente por estiajes muy acusados, en los que existe un alto nivel freático persistente y cierta profundidad de suelo.

- ***Saucedas arbóreas cántabro-atlánticas***: comunidades vegetales integradas por grandes sauces como *Salix alba*, *Salix fragilis* (localmente dominante), y el híbrido de ambos, *Salix x Rubens*, acompañados por otros sauces de menor porte (*Salix atrocinerea*, *S. eleagnos*, etc.), alisos y árboles dispersos. La formación climática se localiza en una banda intermedia entre las saucedas arbustivas y las alisedas, sobre suelos que, a menudo, contienen cantos y se encuentran sometidos a un régimen regular de inundación. Sin embargo, también aparece como una etapa serial de las alisedas, en una zona más alejada al cauce.

Problemas de Interpretación

Las alisedas del hábitat 91E0* pueden confundirse con las alisedas mesoéutrofas mediterráneas (hábitat 92A0), de las que se diferencian por la ausencia o rareza de especies como *Fraxinus excelsior*, *Hypericum androsaeum*, *Lysimachia nemorum*, *Ulmus glabra*, etc., que son sustituidas por otras como *Fraxinus angustifolia*, *Arum cylindraceum*, *Quercus faginea*, *Ulmus minor*, etc. Del mismo modo, existe riesgo de confusión con las alisedas pantanosas permanentemente anegadas de agua, y con las alisedas dependientes de escorrentía de ladera, no definidas como hábitat de interés comunitario en la Directiva Hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

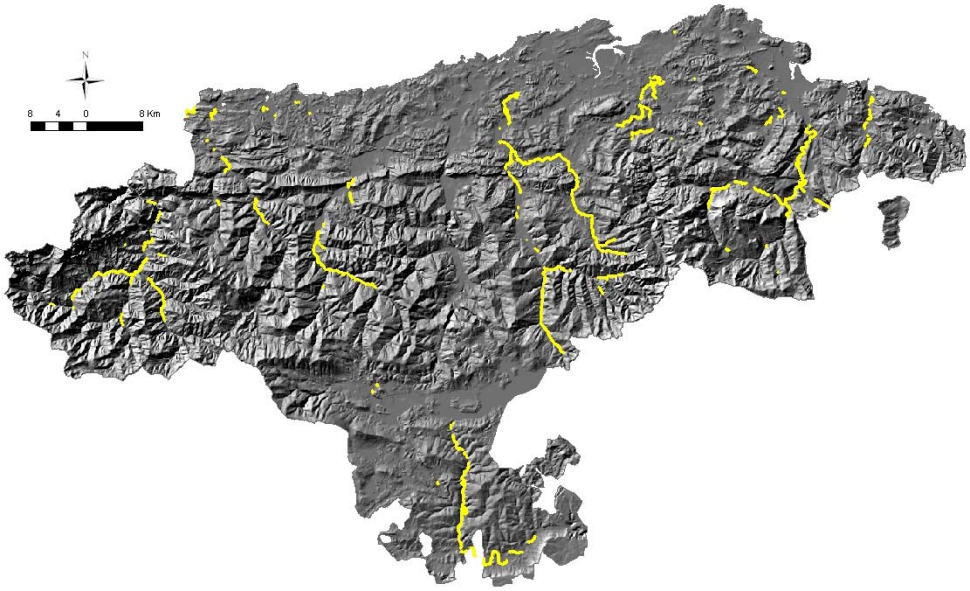


Figura I.49. Distribución del hábitat 91E0* en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

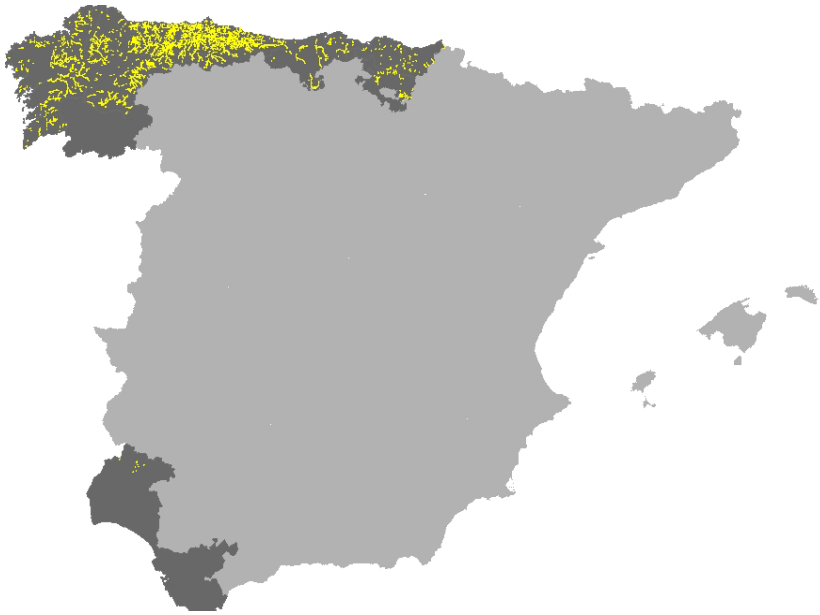


Figura I.50. Distribución del hábitat 91E0* en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 9230. Robledales galaico-portugueses *con Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Robledales marcescentes mediterráneos o submediterráneos dominados por el melojo (*Quercus pyrenaica*), a veces acompañados de carballo (*Quercus robur*).

Bosques silicícolas, desarrollados principalmente entre los 400 y 1600m de altura, si bien en algunas ocasiones pueden descender hasta el nivel del mar.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 9230 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 41.6. Bosques de *Quercus pyrenaica* (*Quercus pyrenaica forests*)

Igualmente, el hábitat 9230 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 41.6. Bosques de *Quercus pyrenaica* (*Quercus pyrenaica forests*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae, Melampyro pratensis-Quercetum pyrenaicae, Festuco braun-blanquetii-Quercetum pyrenaicae, Lonicero peryclimeni-Quercetum pyrenaicae, Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris facies xerófila de *Quercus pyrenaica*.

- Plantas características del hábitat:
  Quercus pyrenaica.

Subtipos

- ***Melojar oligótrofo***: Bosques de *Quercus pyrenaica* desarrollados sobre suelos silíceos pobres en nutrientes.

- ***Melojar éutrofo***: Bosques de *Quercus pyrenaica* desarrollados sobre suelos ricos en nutrientes.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

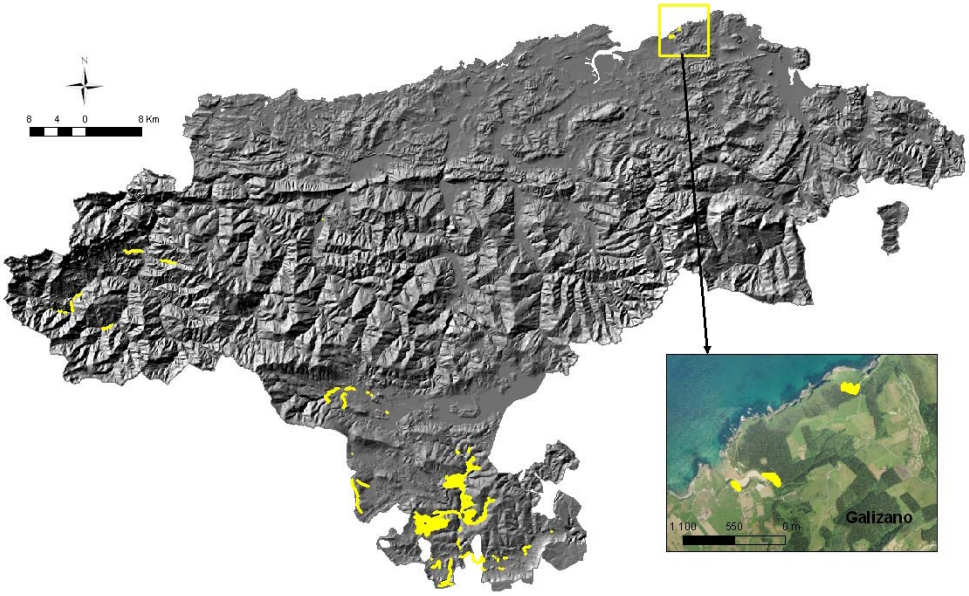


Figura I.51. Distribución del hábitat 9230 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.52. Distribución del hábitat 9230 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 9260. Bosques de *Castanea sativa*.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Bosques dominados por el castaño (*Castanea sativa*), procedentes de antiguas plantaciones, con regeneración natural o seminatural, tanto del castaño como de la vegetación característica.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 9260 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 41.9. Bosques de castaños (*Chesnut forests*)

Del mismo modo, el hábitat 9260 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 41.9. Bosques de castaños (*Chesnut forests*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris facies antrópica de *Castanea sativa*, *Blechno-Quercetum roboris*, *Hyperico-Quercetum roboris* facies antrópica de *Castanea sativa*.

- Plantas características del hábitat:
  Castanea sativa.

Subtipos

No se reconocen subtipos en este hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

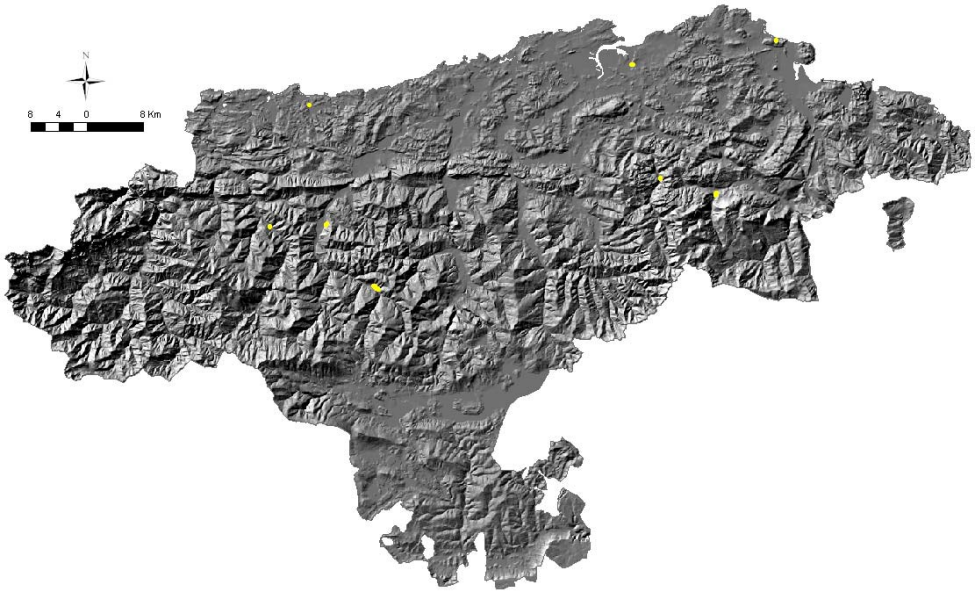


Figura I.53. Distribución del hábitat 9260 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.54. Distribución del hábitat 9260 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

Hábitat 9340. Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

1. Catalogación

Hábitat de interés comunitario.

2. Descripción general del hábitat

Definición

Bosques esclerófilos mediterráneos dominados por la encina (*Quercus ilex*), desarrollados en altitudes variables entre el nivel del mar y los 2000m de altura.

Relaciones con otras clasificaciones

El hábitat 9340 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación CORINE (1991):

- 45.3. Encinares y robledales meso y supramediterráneos (*Meso and supra-Mediterranean holm-oak forests*)

Asimismo, el hábitat 9340 se relaciona con las siguientes formaciones de la clasificación Paleártica (Paleartic Classification 1996):

- 45.3. Encinares y robledales (*Holm-oak forests*)

Descripción

- Asociaciones fitosociológicas que lo describen:
  Lauro nobilis-Quercetum ilicis, Cephalanthero longifoliae-Quercetum rotundifoliae.

- Plantas características del hábitat:
  Quercus ilex subsp *ilex*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Quercus rotundifolia*.

Subtipos

Existen dos subtipos, el encinar cántabro-atlántico y el encinar oromediterráneos, cada uno de ellos relacionado con cada una de las asociaciones fitosociológicas que describen el hábitat.

Problemas de Interpretación

No se han identificado posibles problemas de interpretación del hábitat.

3. Distribución del hábitat

En la red Natura 2000 en Cantabria

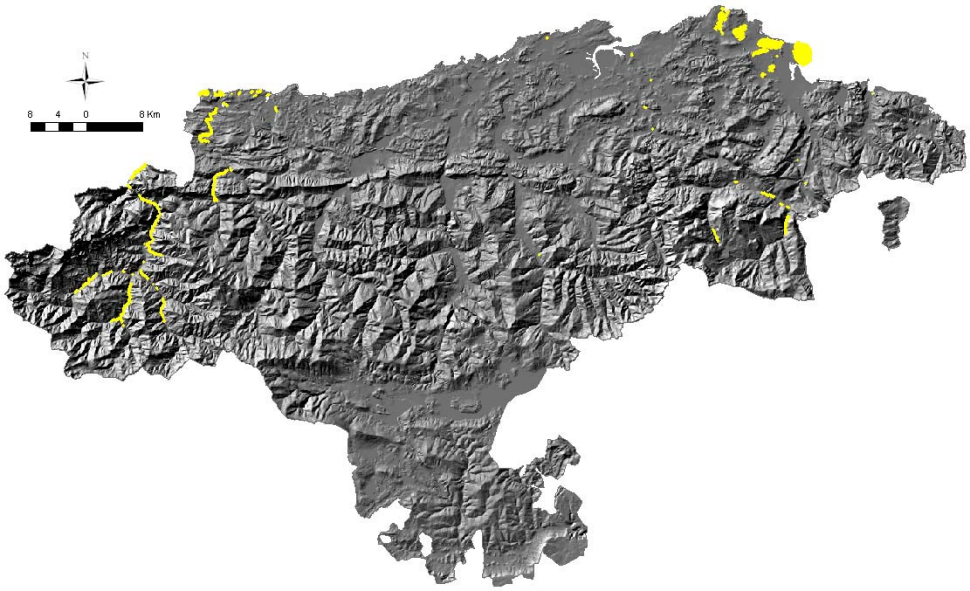


Figura I.55. Distribución del hábitat 9340 en la red Natura 2000 en Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2009).

En la red Natura 2000 en España

Figura I.56. Distribución del hábitat 9340 en los LICs acuáticos de Cantabria y en la red Natura 2000 de las provincias de la Región Biogeográfica Atlántica de la Península Ibérica (Fuente: MMARM, 2009).

IH cantabria
INSTITUTO DE HIDRÁULICA AMBIENTAL

ANEJO II

Límites y Cartografía de hábitats de los espacios Natura 2000

GOBIERNO de CANTABRIA

Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad

ÍNDICE

Introducción 1
1 Límites de los espacios Natura 2000 3
2 LIC Rías Occidentales y Duna de Oyambre 4
3 LIC Dunas de Liencres y Estuario del Pas 11
4 LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera 16
5 LIC Costa Central y Ría de Ajo 20
6 LIC Marismas de Santoña, Victoria y Joyel 26
7 LIC Río Agüera 34
Información Cartográfica (CD) 37
Apéndice 39

Introducción

En el presente documento se presenta la información básica del ámbito territorial sobre el que se aplica el presente Plan, realizando especial hincapié en los límites de los espacios Natura 2000 y en los resultados de la revisión cartográfica efectuada en el año 2009 en los Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) litorales de la red Natura 2000 en Cantabria.

La información cartográfica de cada LIC se ha incluido en un apartado específico en el que: *i)* se resume la superficie y porcentaje ocupado por las distintas formaciones vegetales identificadas en el LIC (hábitats de interés comunitario y otro tipo de hábitats); y *ii)* se incluyen los resultados de la cartografía de hábitats prioritarios y hábitats de interés comunitario (delimitación de polígonos, e identificación de los hábitats dominantes en cada uno de ellos).

Este documento se acompaña de un CD de datos, en el que se aporta la información cartográfica completa, a escala 1:5000, de los Lugares de Importancia Comunitaria de la red Natura 2000 de Cantabria.

Del mismo modo, los resultados cartográficos se acompañan de un Apéndice, en el que se describe la metodología empleada en la realización de la revisión cartográfica de los espacios acuáticos de la red Natura 2000 de Cantabria.

1 Límites de los espacios Natura 2000

El presente Plan de Gestión resulta de aplicación a siete espacios litorales designados para la protección y conservación de los hábitats y la biodiversidad en el litoral de Cantabria:

- LIC Rías Occidentales y Duna de Oyambre
- LIC Dunas de Liencres y Estuario del Pas
- LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera
- LIC Costa Central y Ría de Ajo
- LIC Marismas de Santoña, Victoria y Joyel
- LIC Río Agüera (costa y estuario)
- ZEPA Marismas de Santoña, Victoria, Joyel y Ría de Ajo

Los límites administrativos de estos espacios se encuentran definidos en la Ley 4/2006 de Conservación de la Naturaleza de Cantabria. No obstante, con el objeto de dotar a la gestión administrativa del espacio de una mayor coherencia ecológica y funcional, en aquellos casos en los que se produce la confluencia de dos espacios Natura 2000, uno litoral y uno fluvial, el límite entre ambos se ha desplazado para hacerlo coincidir con el establecido por el Dominio Público Marítimo Terrestre (Figura II.1).

Figura II.I. Límites de los LICs litorales de la red Natura 2000 en Cantabria.

2 LIC Rías Occidentales y Duna de Oyambre

La revisión cartográfica del LIC Rías Occidentales y Duna de Oyambre ha permitido identificar un total de 61 formaciones vegetales en una superficie de 1333.54 ha, de las cuales 20 se corresponden con hábitats prioritarios y de interés comunitario (Tabla II.1).

Código de la formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
0	Tierras agrícolas y áreas antrópicas	No	9,04	0,68
02	Cultivos	No	0,44	0,03
03	Cultivos leñosos y plantaciones de árboles	No	0,06	0,00
0311	Castañares	No	0,3	0,02
0332	Plantaciones de pinos europeos	No	0,58	0,04
0335	Plantaciones de pinos exóticos	No	5,16	0,39
0336	Choperas	No	0,05	0,00
0337	Eucaliptales	No	52,05	3,90
0338	Robledales no europeos	No	0,24	0,02
0339	Poblaciones de *Robinia pseudoacacia*	No	0,33	0,02
03N2	Frondosas exóticas	No	0,02	0,00
0410	Líneas de árboles	No	0,97	0,07
0420	Setos vivos	No	0,72	0,05
05	Parques urbanos y jardines	No	1,14	0,09
0620	Pueblos		0,2	0,01
0720	Comunidades ruderales	No	1,39	0,10
0730	Comunidades herbáceas y arbustivas alóctonas	No	36,17	2,71
1N10	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados en playas arenosas	No	0,46	0,03
1N12	Playas arenosas sin vegetación vascular reconocible	No	3,22	0,24
1110	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda	Si	116,67	8,75
1130	Estuarios	Si	56,64	4,25
1140	Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja	Si	398,89	29,91
1170	Arrecifes	Si	40,43	3,03
1230	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	Si	26,95	2,02
12N0	Playas supralitorales de cantos sin vegetación vascular reconocible	No	0,18	0,01
1310	Vegetación anual pionera con *Salicornia*	Si	1,99	0,15
1320	Pastizales de *Spartina*	Si	2,58	0,19
1330	Pastizales salinos atlánticos	Si	24,52	1,84
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos	Si	35,89	2,69
2110	Dunas móviles embrionarias	Si	3,07	0,23
2120	Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria*	Si	2,13	0,16
2130*	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea	Si	2,9	0,22
31N1	Aguas estancadas sin vegetación reconocible	No	0,51	0,04
32N1	Cauce fluvial permanente sin vegetación reconocible	No	14,15	1,06
4030	Brezales secos europeos	Si	99,78	7,48
4090	Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga	Si	47,26	3,54
5230*	Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis*	Si	0,25	0,02
5310	Monte bajo de *Laurus nobilis*	Si	0,01	0,00
5510	Orlas espinosas eutrofas	No	4,17	0,31
5610	Matorral arborescente perennifolio calcícola	No	4,65	0,35
64N1	Pastizales húmedos con fuerte presencia de *Juncus* spp	No	40,65	3,05

Código de la formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
65N1	Prados de siega colinos y montanos de *Cynosurion*	No	94,59	7,09
66N1	Pastizales pisoteados y algo ruderalizados	No	1,85	0,14
73N1	Comunidades herbáceas de helófilos de mediano y gran porte	No	1,91	0,14
73N2	Cañaverales de agua dulce léntica	No	0,07	0,01
73N3	Comunidades higrófilas de bordes y de pequeños y medianos cursos fluviales	No	0,03	0,00
73N4	Carrizales secos de influencia dulceacuícola	No	3,68	0,28
73N5	Carrizales secos de influencia subhalófila	No	2,23	0,17
73N6	Carrizales permanentemente inundados de influencia dulceacuícola	No	3,77	0,28
73N7	Carrizales permanentemente inundados de influencia subhalófila	No	4,1	0,31
73N8	Juncales subhalófilos	No	0,07	0,01
91E0*	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*	Si	9,83	0,74
91N2	Robledal y bosque mixto eutrofos	No	23,21	1,74
91N3	Robledal de roble pedunculado	No	1,11	0,08
91N8	Sauceda - abedular	No	4,36	0,33
91N9	Saucedas riparias arbustivas	No	10,12	0,76
91P1	Avellaneda eutrofa	No	2,58	0,19
91P3	Aliseda pantanosa	No	1,41	0,11
9230	Robledales galaico-portugueses con *Q.robur* y *Q.pyrenaica*	Si	0,08	0,01
9260	Bosques de *Castanea sativa*	Si	2,31	0,17
9340	Encinares de *Querucs ilex* y *Quercus rotundifolia*	Si	48,97	3,67

(*) Hábitat prioritario

Tabla II.1. Resultados de la revisión cartográfica del LIC Rías Occidentales y Duna de Oyambre.

En relación con la superficie ocupada por las diferentes formaciones vegetales (Figura II.2), cabe señalar que:

- El 46% de la superficie cartografiada se corresponde con cuatro únicas formaciones vegetales de interés comunitario, todas ellas correspondientes a aguas marinas y medios de marea (hábitats 1110, 1130, 1140 y 1170).
- El 11% de la extensión cartografiada, aproximadamente 150 ha, hace referencia a formaciones definidas como brezales y matorrales, entre las que se encuentran los hábitats 4030, 4090, 5310 y 5230*.
- En torno al 24% de la extensión del LIC se encuentra ocupada por tierras agrícolas y áreas antrópicas representadas, principalmente, por plantaciones de eucaliptos y pinos y comunidades de herbáceas y matorrales alóctonos.

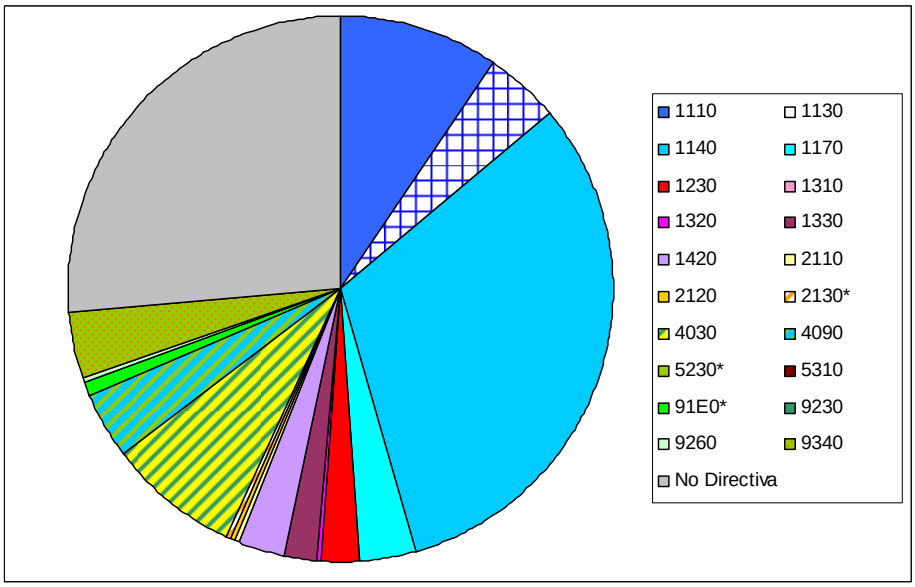
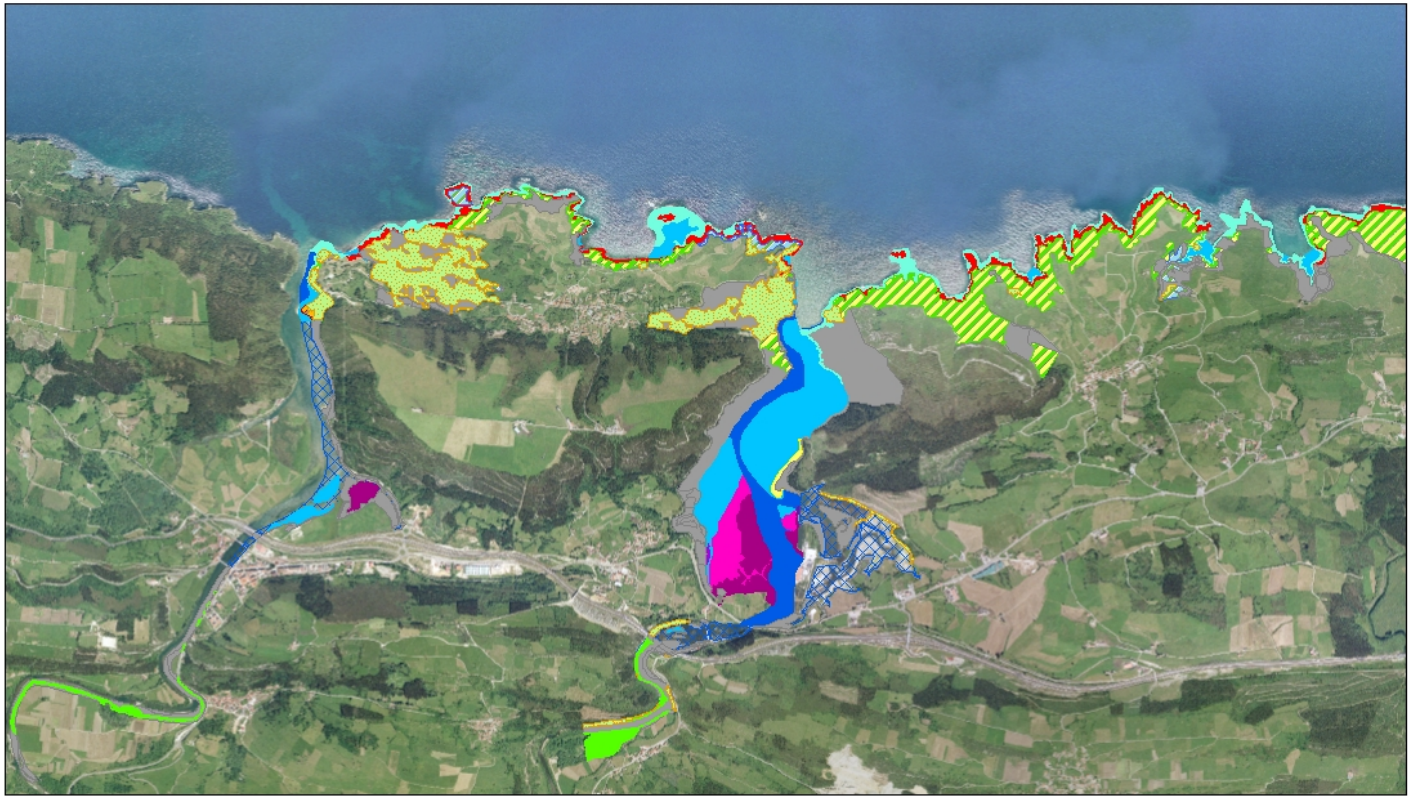
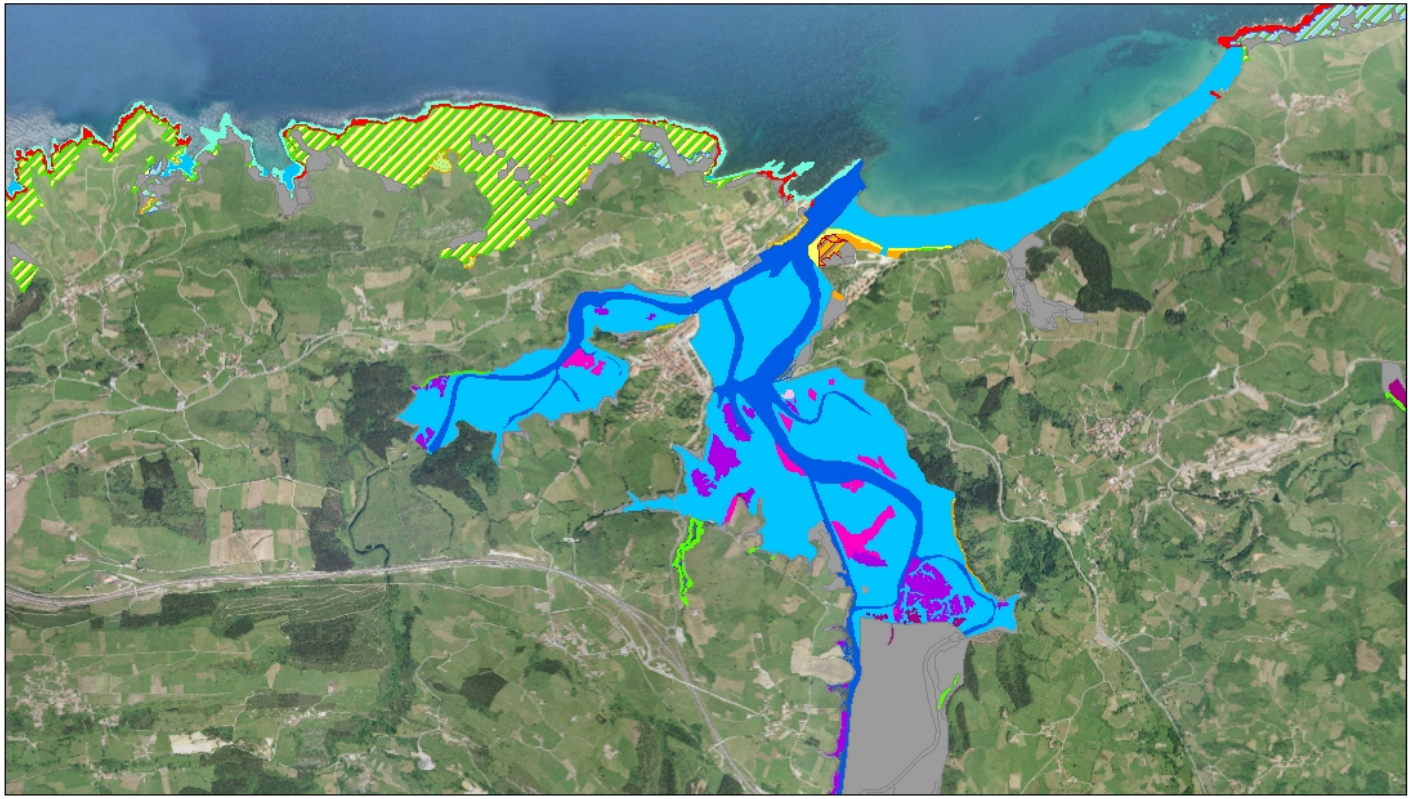


Figura II.2. Distribución de las formaciones vegetales en el espacio cartografiado.

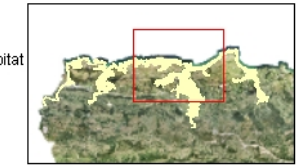
Las imágenes incluidas a continuación, muestran los resultados de la cartografía de hábitats de interés comunitario en el LIC Rías Occidentales y Duna de Oyambre (delimitación de polígonos, e identificación de las formaciones vegetales dominantes en cada uno de ellos).


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km



Hábitats

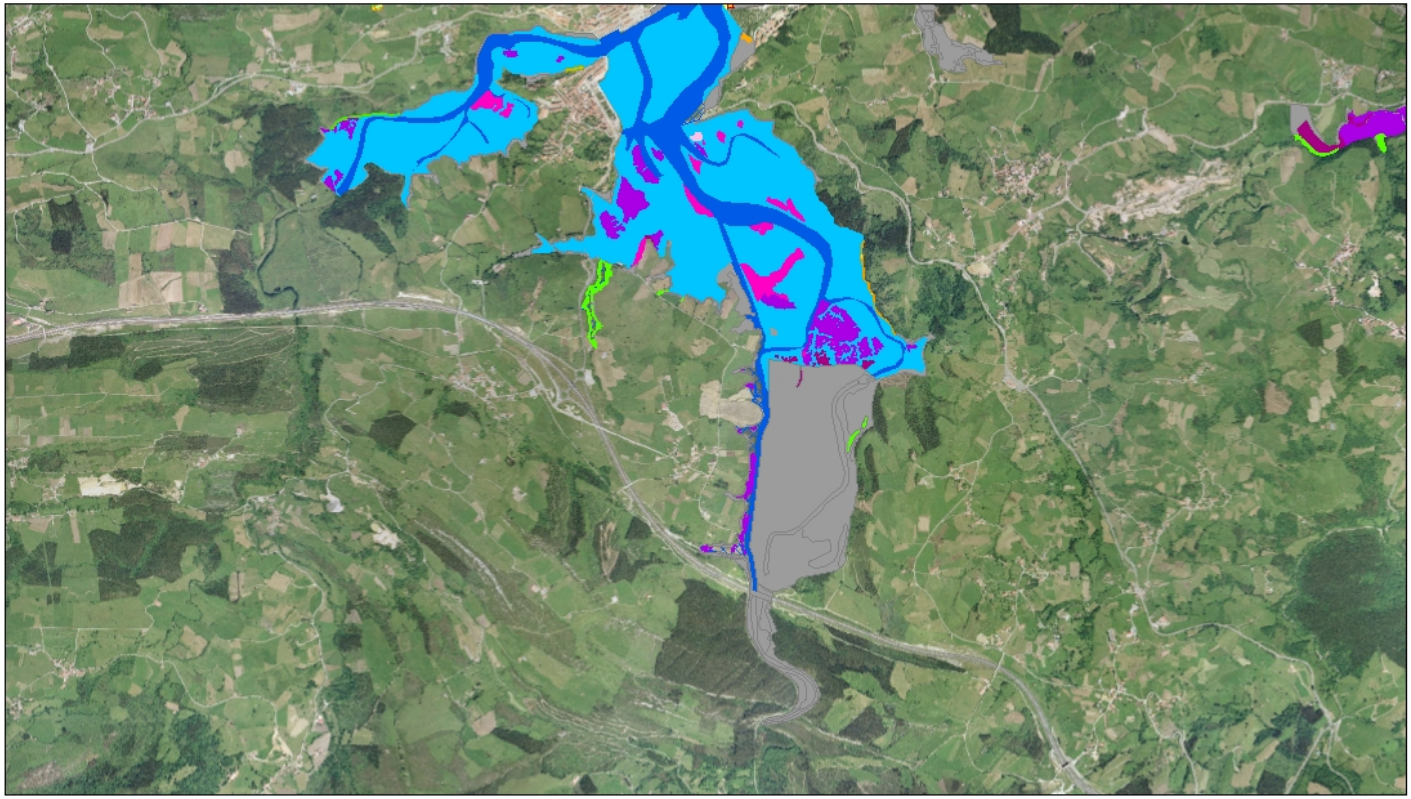
1110	1170	1320	2120	3270	5310	91E0	No Directiva Hábitat	
1130	1210	1330	2130	4030	6210	9230		
1140	1230	1420	2180	4090	6430	9260		
1150	1310	2110	2190	5230	7210	9340		



N

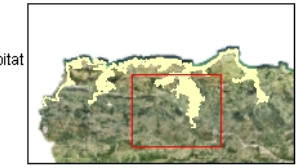
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6 Km

GOBIERNO de CANTABRIA
Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad



Hábitats

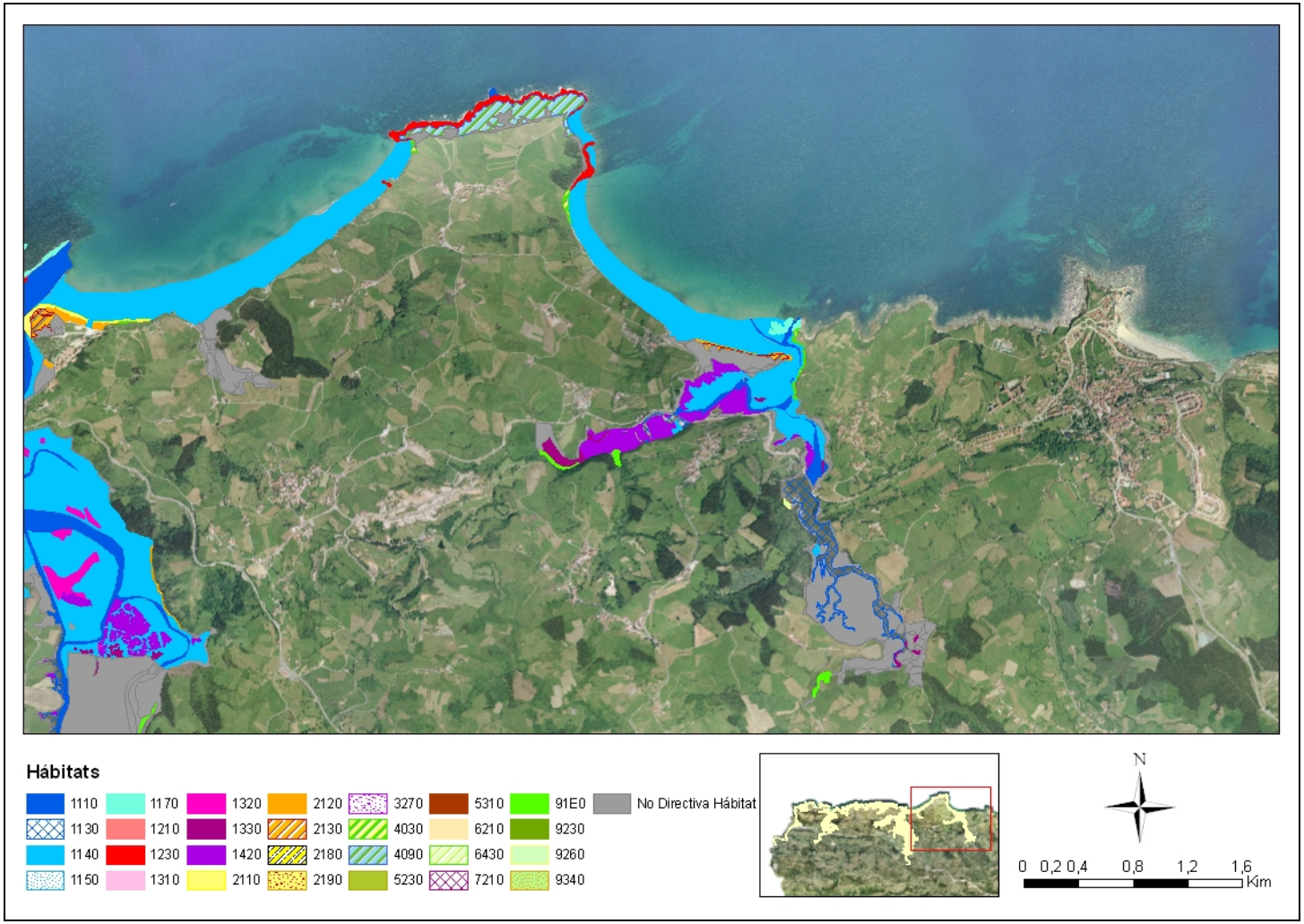
1110	1170	1320	2120	3270	5310	91E0	No Directiva Hábitat	
1130	1210	1330	2130	4030	6210	9230		
1140	1230	1420	2180	4090	6430	9260		
1150	1310	2110	2190	5230	7210	9340		



N

0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6 Km

GOBIERNO de CANTABRIA
Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Kim

3 LIC Dunas de Liencres y Estuario del Pas

La revisión cartográfica del LIC Dunas de Liencres y Estuario del Pas ha permitido identificar un total de 47 formaciones vegetales en una superficie de 576.05 ha, de las cuales 391 ha se corresponden con 23 hábitats prioritarios y de interés comunitario de la Ley 42/2007 (Tabla II.2).

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
0	Tierras agrícolas y áreas antrópicas	No	5,62	0,98
02	Cultivos	No	0,11	0,02
03	Cultivos leñosos y plantaciones de árboles	No	0,11	0,02
05	Parques urbanos y jardines	No	2,39	0,41
0332	Plantaciones de pinos europeos	No	95,4	16,56
0336	Choperas	No	3,11	0,54
0337	Eucaliptales	No	3,57	0,62
0420	Setos vivos	No	1,26	0,22
0430	Pequeños bosquetes	No	0,64	0,11
0720	Comunidades ruderales	No	0,21	0,04
0730	Comunidades de herbáceas alóctonas invasoras no exclusivamente ruderales	No	0,48	0,08
1N10	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados en playas arenosas	No	2,07	0,36
1N12	Playas arenosas sin vegetación vascular reconocible	No	2,06	0,36
1130	Estuarios	Sí	59,78	10,38
1140	Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja	Sí	179,19	31,11
1170	Arrecifes	Sí	28,78	5
1230	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	Sí	30,44	5,28
1310	Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas	Sí	0,26	0,05
1320	Pastizales de *Spartina*	Sí	0,31	0,05
1330	Pastizales salinos atlánticos	Sí	11,06	1,92
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos	Sí	1,78	0,31
2110	Dunas móviles embrionarias	Sí	8,93	1,55
2120	Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria*	Sí	20,97	3,65
2130*	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea	Sí	12,34	2,14
2180	Dunas boscosas de la región atlántica, continental y boreal	Sí	12,08	2,1
2190	Depresiones intradunales húmedas	Sí	0,32	0,06
21N0	Dunas sin vegetación vascular reconocible	No	9,12	1,58
32N1	Cauce fluvial permanente sin vegetación reconocible	No	0,37	2,12
3260	Ríos de pisos de planicie a montano con vegetación de *Ranunculion fluitantis* y de *Callitricho-Batrachion*	Si	0,06	0,06
3270	Ríos de orillas fangosas con vegetación de *Chenopodion rubri* pp y de *Bidention* pp	Si	0,13	0,13
4030	Brezales secos europeos	Sí	15,23	2,64
4090	Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga	Sí	3,16	0,55
4410	Helechales de *Pteridium aquilinum* de orla forestal	No	1,6	0,29
5230*	Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis*	Sí	4,12	0,72
5310	Monte bajo *Laurus nobilis*	No	0,62	0,11
5510	Orlas espinosas éutrofas	No	1,61	0,28
5530	Orlas espinosas de duna marrón	No	1,9	0,33
6430	Megaforbios eutrofos higrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino	Si	0,02	0,001

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
65N1	Prados de siega colinos y montanos de *Cynosurion*	No	20,23	3,51
66N1	Prados pisoteados y algo ruderalizados	No	0,24	0,04
73N1	Comunidades herbáceas de helófitos de mediano y gran porte	No	0,15	0,02
73N5	Carrizales secos de influencia subhalófila	No	0,06	0,01
73N7	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia subhalófila	No	0,73	0,13
73N8	Junciales subhalófilos de *Bolboschoenus maritimus* y otras ciperáceas	No	0,21	0,04
91E0*	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Faxinus excelsior*	Sí	0,67	0,12
91N9	Saucedas riparias arbustivas	No	6,06	1,05
9340	Encinares de *Quercus Ilex* y *Quercus rotundifolia*	Sí	1,74	0,3

(*) Hábitat prioritario

Tabla II.2. Resultados de la revisión cartográfica del LIC Dunas de Liencres y Estuario del Pas.

En relación con la superficie ocupada por las diferentes formaciones vegetales (Tabla II.2 y Figura II.3), cabe señalar que:

- Las aguas marinas y medios de marea (hábitats tipo 11) son las formaciones más extensas del LIC, ocupando un 46% de su superficie.
- Las formaciones dunares (hábitats 2110, 2120, 2130*, 2180 y 2190) están presentes en un 10% de la superficie del LIC.
- Aproximadamente, 160 ha de la superficie del LIC están ocupadas por formaciones antrópicas y, concretamente, por plantaciones de pino europeo (95 ha).

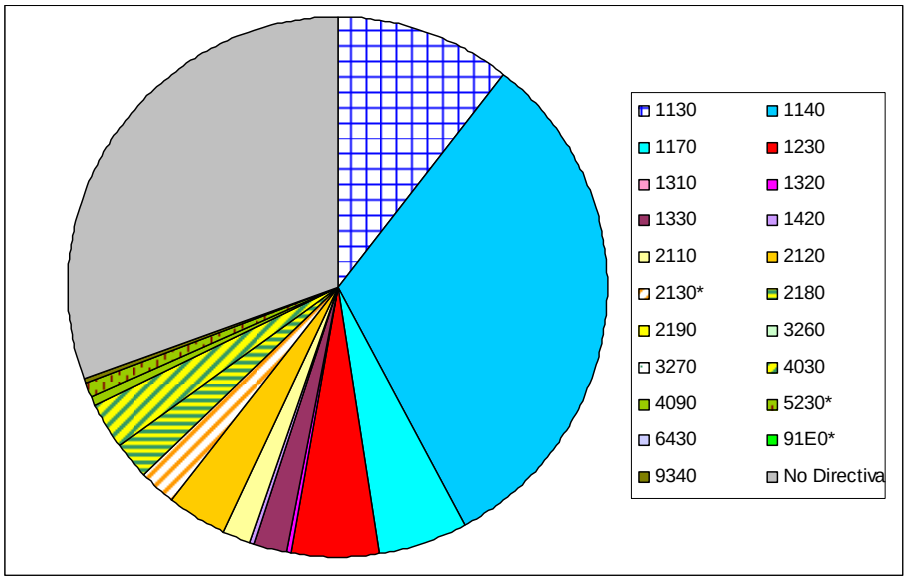
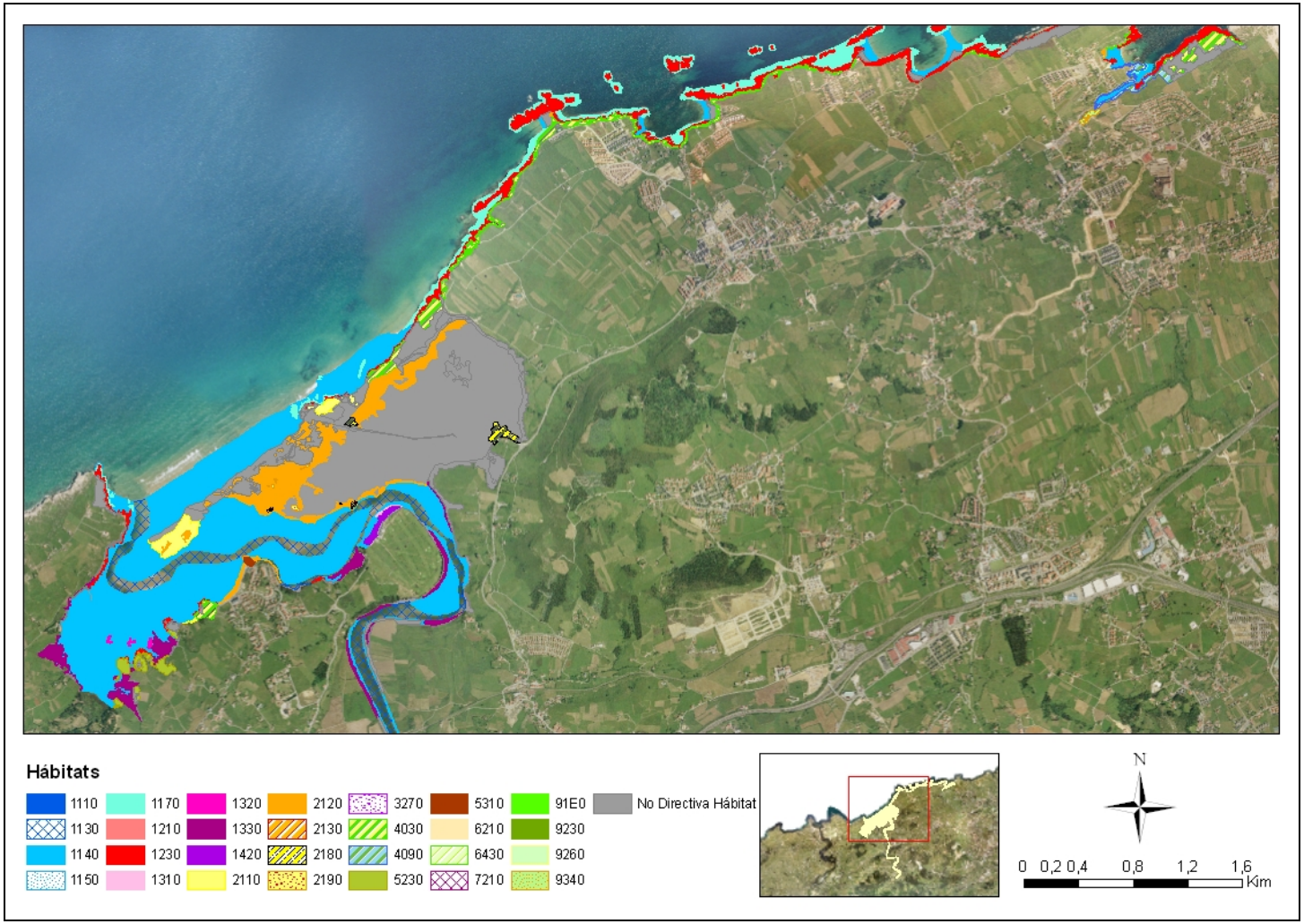
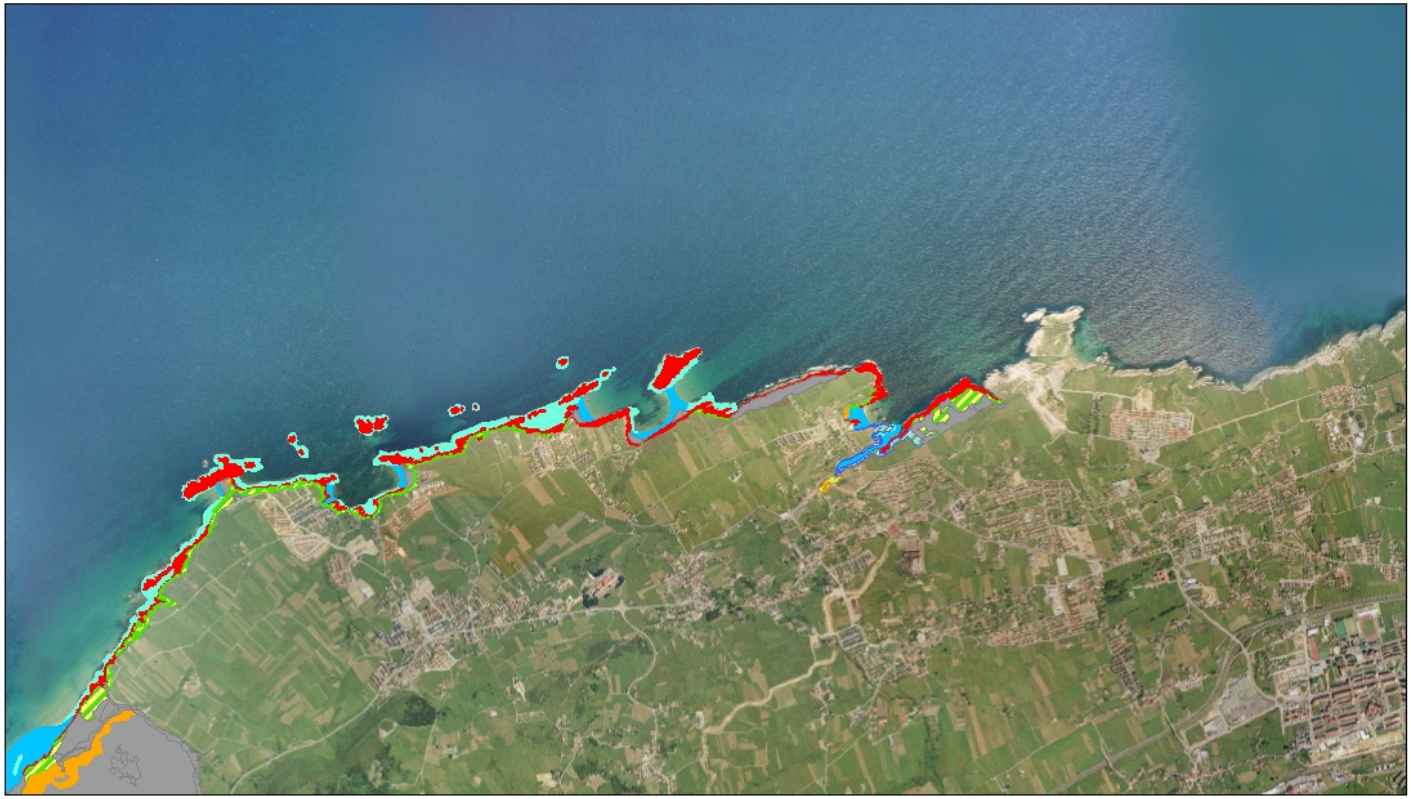
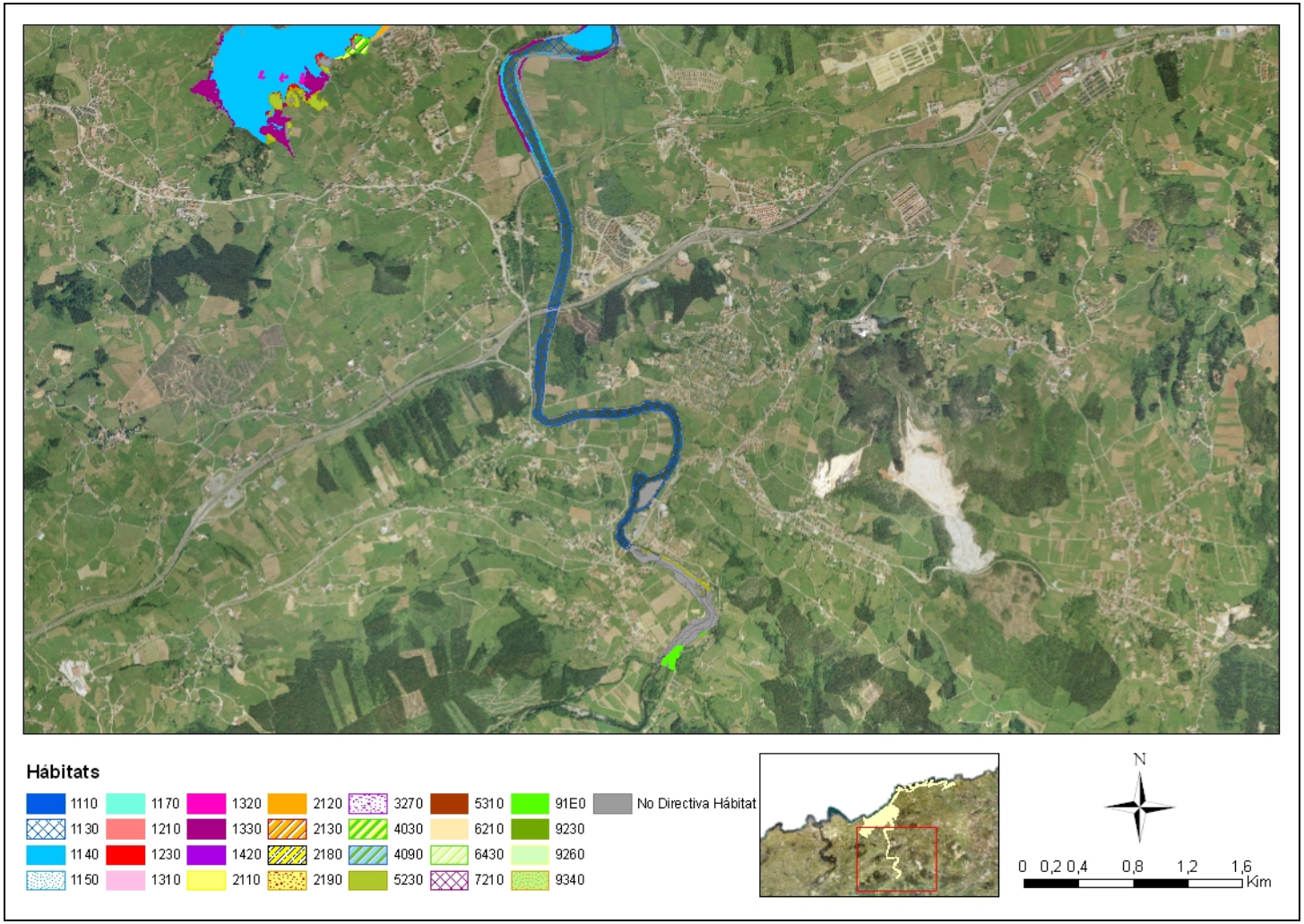


Figura II.3. Distribución de las formaciones vegetales en el espacio cartografiado.

Las imágenes incluidas a continuación, muestran los resultados de la cartografía de los hábitats de interés comunitario en el LIC Dunas de Liencres y Estuario del Pas.


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Kim


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Kim


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km

4 LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera

La revisión cartográfica del LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera ha permitido identificar un total de 49 formaciones vegetales, con una superficie de más de 687 ha, 20 de ellas prioritarios y de interés comunitario (Tabla II.3).

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
0	Tierras agrícolas y áreas antrópicas	No	3,93	0,58
0336	Choperas	No	0,04	0,01
0337	Eucaliptales	No	5,16	0,76
0339	Poblaciones de *Robinia pseudoacia*	No	0,79	0,12
03N2	Otras frondosas exóticas	No	1,67	0,25
0410	Líneas de árboles		0,02	0,00
0420	Setos vivos	No	0,2	0,03
0430	Pequeños bosquetes	No	0,71	0,10
0720	Comunidades ruderales	No	0,64	0,09
0730	Comunidades de herbáceas alóctonas invasoras no exclusivamente ruderales	No	10,5	1,55
1N10	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados en playas arenosas	No	4,04	0,60
1N12	Playas arenosas sin vegetación vascular reconocible	No	36,35	5,36
1110	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda	Sí	127,35	18,79
1130	Estuarios	Sí	78,1	11,52
1140	Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja	Sí	297,39	43,87
1170	Arrecifes	Sí	23,91	3,53
1230	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	Sí	7,64	1,13
1310	Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas	Sí	1,94	0,29
1320	Pastizales de *Spartina*	Sí	7,1	1,05
1330	Pastizales salinos atlánticos	Sí	3,48	0,51
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos	Sí	4,68	0,69
2110	Dunas móviles embrionarias	Sí	5,68	0,84
2120	Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria*	Sí	18,8	2,77
2130*	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea	Sí	15,79	2,33
2180	Dunas boscosas de la región atlántica, continental y boreal	Sí	1,08	0,16
2190	Depresiones intradunales húmedas	Sí	0,38	0,06
3260	Ríos de pisos de planicie a montano con vegetación de *Ranunculion fluitantis* y de *Callitricho-Batrachion*	Sí	0,02	0,00
32N1	Cauce fluvial permanente sin vegetación reconocible	No	0,2	0,03
4030	Brezales secos europeos	Sí	1,6	0,24
4410	Helechales de *Pteridium aquilinum* de orla forestal	No	0,17	0,03
5230*	Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis*	Sí	0,14	0,02
5510	Orlas espinosas éutrofas	No	0,71	0,10
5530	Orlas espinosas de duna marrón	No	0,25	0,04
5610	Matorral arborescente perennifolio calcícola	No	0,41	0,06
65N1	Prados de siega colinos y montanos de *Cynosurion*	No	1,09	0,16
66N2	Prados húmedos algo ruderalizados	No	0,37	0,05
73N4	Carrizales secos de influencia dulceacuícola	No	0,5	0,07
73N5	Carrizales secos de influencia subhalófila	No	0,93	0,14
73N6	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia dulceacuícola	No	0,25	0,04

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
73N7	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia subhalófila	No	5,12	0,76
73N8	Junciales subhalófilos de *Bolboschoenus maritimus* y otras ciperáceas	No	0,5	0,07
83N1	Tapias, taludes rocosos y roquedos ruderalizados	No	0,19	0,03
91E0*	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*	Sí	0,03	0,00
91N2	Robledal y bosque mixto éutrofos	No	1,13	0,17
91N3	Robledal de roble pedunculado	No	1,34	0,20
91N6	Aliseda de ladera	No	0,5	0,07
91N9	Saucedas riparias arbustivas	No	0,04	0,01
9260	Robledales galaico-portugueses con *Q.robur* y *Q.pyrenaica*	Sí	0,09	0,01
9340	Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*	Sí	1,31	0,19

(*) Hábitat prioritario

Tabla II.3. Resultados de la revisión cartográfica del LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera.

En relación con la superficie ocupada por las diferentes formaciones vegetales (Figura II.4), cabe señalar que:

- En torno al 77% de la superficie cartografiada se corresponde con cuatro hábitats de interés comunitario: hábitats 1110, 1130, 1140 y 1170.
- La superficie con formaciones vegetales no catalogadas como de interés comunitario representa el 11% de la superficie del LIC y, concretamente, la mitad de esa superficie se corresponde con la formación de playas arenosas.

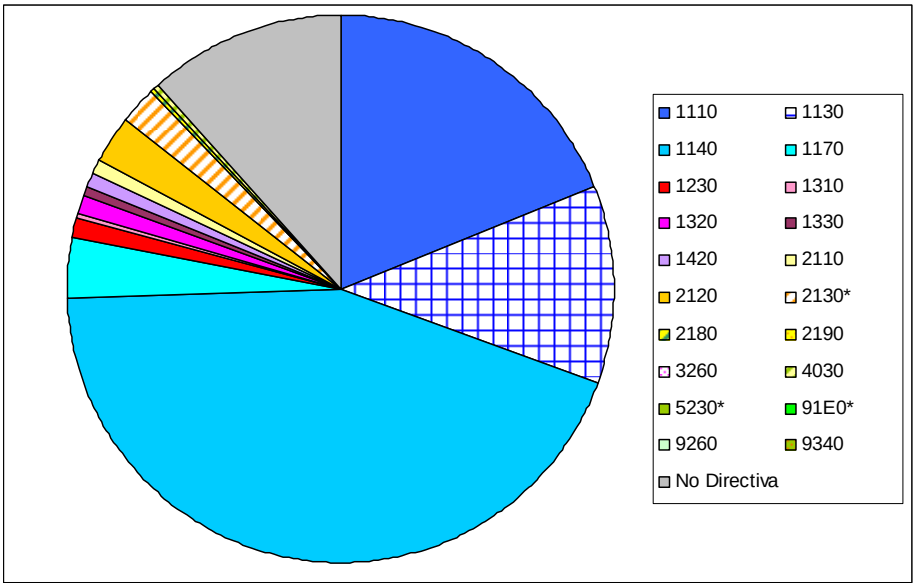
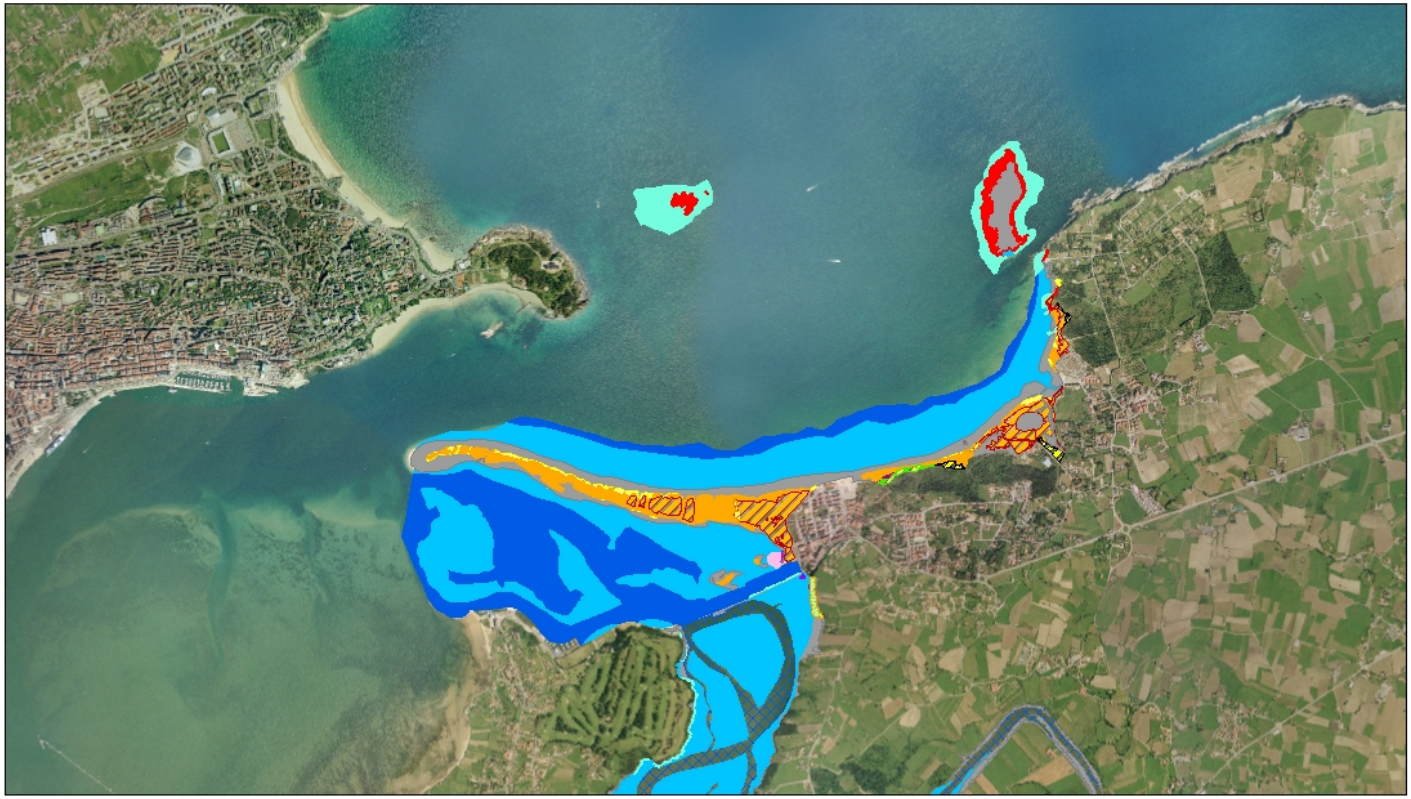


Figura II.4. Distribución de las formaciones vegetales en el espacio cartografiado.

Las siguientes imágenes muestran gráficamente los resultados cartográficos de los hábitats de interés comunitario del LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera.



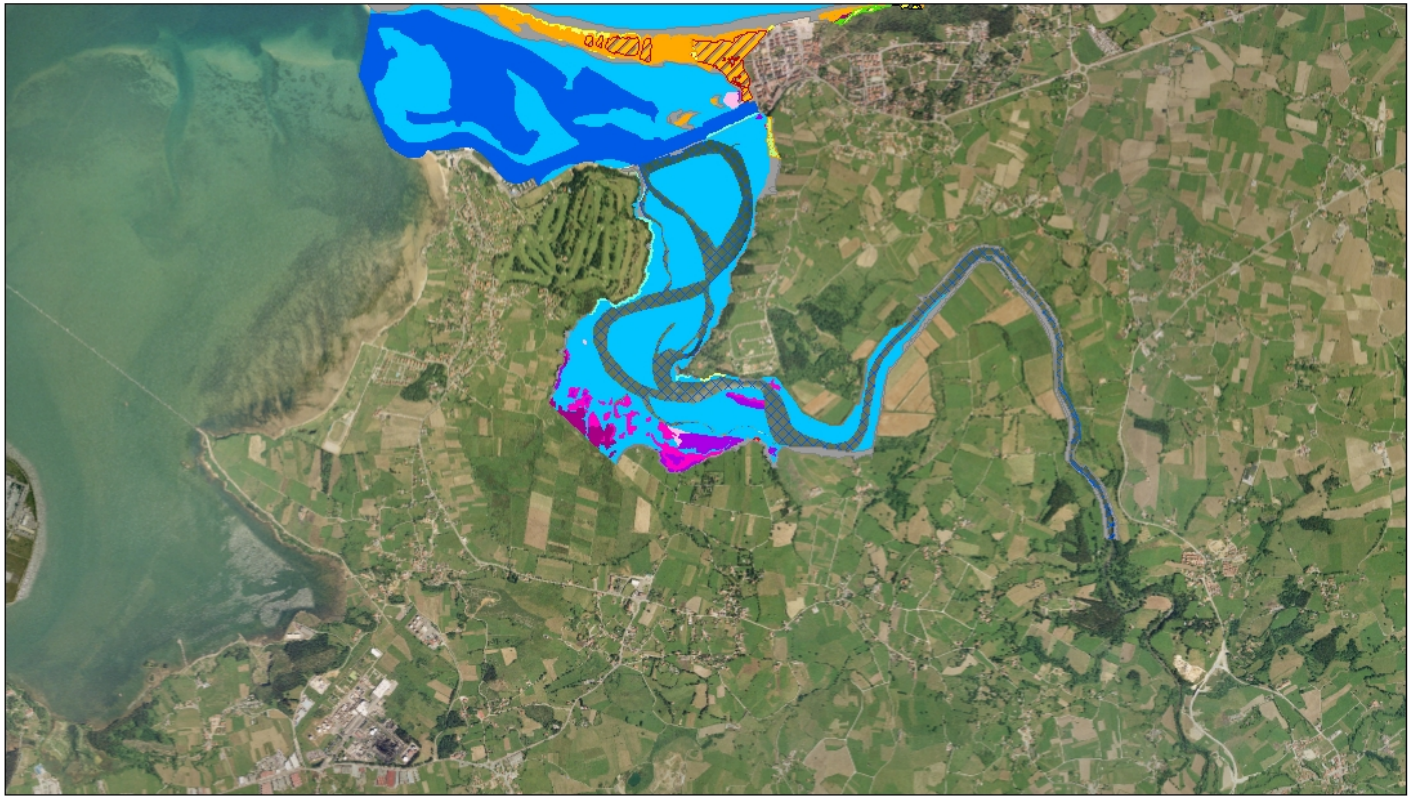
Hábitats

1110	1170	1320	2120	3270	5310	91E0	No Directiva Hábitat	
1130	1210	1330	2130	4030	6210	9230		
1140	1230	1420	2180	4090	6430	9260		
1150	1310	2110	2190	5230	7210	9340		

N

0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6 Km

GOBIERNO de CANTABRIA
Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad



Hábitats

1110	1170	1320	2120	3270	5310	91E0	No Directiva Hábitat	
1130	1210	1330	2130	4030	6210	9230		
1140	1230	1420	2180	4090	6430	9260		
1150	1310	2110	2190	5230	7210	9340		

N

0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6 Km

5 LIC Costa Central y Ría de Ajo

La revisión cartográfica del LIC Costa Central y Ría de Ajo ha permitido identificar un total de 50 formaciones vegetales en una superficie de 445,85 ha, de las que 22 son hábitats prioritarios y de interés comunitario (Tabla II.1).

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
0	Tierras agrícolas y áreas antrópicas	No	2,66	0,6
05	Parques urbanos y jardines	No	0,55	0,1
0335	Plantaciones de pinos exóticos	No	0,45	0,1
0337	Eucaliptales	No	17,78	4,01
03N2	Otras frondosas exóticas	No	2,27	0,51
0420	Setos vivos	No	0,06	0,01
0650	Instalaciones africolas e invernaderos	No	0,05	0,01
0720	Comunidades ruderales	No	0,09	0,02
1110	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados en playas arenosas	No	12,61	2,85
1N12	Playas arenosas sin vegetación vascular reconocible	No	3,14	0,71
1N10	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda	No	0,61	0,15
1130	Estuarios	Si	2,93	0,66
1140	Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja	Si	98,3	22,19
1170	Arrecifes	Si	32,6	7,36
117N	Fondos mixtos de roca y arena no expuestas al oleaje	No	0,22	0,05
1210	Vegetacion anual sobre desechos marinos acumulados	Si	0,44	0,1
1230	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	Si	60,2	13,59
12N0	Playas supralitorales de cantos sin vegetación vascular reconocible	No	0,45	0,1
1310	Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas	Si	2,43	0,55
1320	Pastizales de *Spartina*	Si	2,35	0,53
1330	Pastizales salinos atlánticos	Si	11,39	2,57
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos	Si	4,98	1,12
2110	Dunas móviles embrionarias	Si	1,17	0,26
2120	Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria*	Si	1,33	0,3
2130*	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea	Si	0,7	0,16
2190	Depresiones intradunales húmedas	Si	0,05	0,01
32N1	Cauce fluvial permanente sin vegetación reconocible	No	0,12	0,03
4030	Brezales secos europeos	Si	20,06	4,53
4090	Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga	Si	14,03	3,17
4310	Matorral de tojares de porte mesófilos costeros	No	0,69	0,16
4410	Helechales de *Pteridium aquilinum* de orla forestal	No	17,91	4,04
5230*	Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis*	Si	0,19	0,04
5510	Orlas espinosas éutrofas	No	3,2	0,72
5520	Orlas espinosas oligótrofas	No	0,19	0,04
5610	Matorral arborescente perennifolio calcícola	No	4,67	1,06
6210	Prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos	Si	6,32	1,43
64N1	Pastizales húmedos con fuerte presencia de *Juncus* spp.	No	0,15	0,03
65N1	Prados de siega colinos y montanos de *Cynosurion*	No	51,04	11,52

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
66N1	Pastos pisoteados y algo ruderalizados como *Trifolio repentis-Chamaemeletum nobilis, Lolio perennis-Plataginetum majoris* y otras	No	0,13	0,03
73N3	Comunidades higrófilas de bordes y de pequeños y medianos cursos fluviales	No	0,03	0,01
73N4	Carrizales secos de influencia dulceacuícola	No	0,25	0,06
73N5	Carrizales secos de influencia subhalófila	No	0,14	0,03
73N6	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia dulceacuícola	No	0,79	0,18
73N7	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia subhalófila	No	0,52	0,12
73N8	Junciales subhalófilos de Bolboschoenus maritimus y otras cuperáceas	No	0,86	0,19
8210	Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica	Si	0,36	0,08
91E0*	Bosques aluviales	Si	0,49	0,11
91N9	Saucedas riparias arbustivas	No	2,5	0,57
9230	Bosques galaico-portugueses con Quercus robur y Quercus pyrenaica	Si	1,27	0,29
9340	Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*	Si	48,88	11,03

(*) Hábitat prioritario

Tabla II.1. Resultados de la revisión cartográfica del LIC Costa Central y Ría de Ajo.

En relación con la superficie ocupada por las diferentes formaciones vegetales (Figura II.5), cabe señalar que:

- Más del 50% de la superficie cartografiada se corresponde con formaciones de hábitats costeros y vegetación halófila. Entre éstas destacan los hábitats 1140 y 1230, con 98 y 60 ha, respectivamente.
- El 11% de la extensión cartografiada, aproximadamente 49 ha, se encuentra ocupada por formaciones vegetales del hábitat 9340 (Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*).

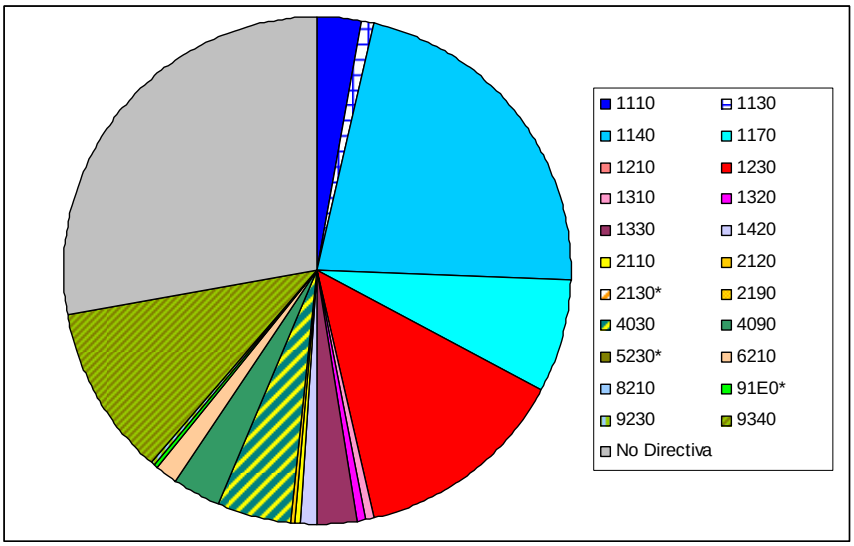
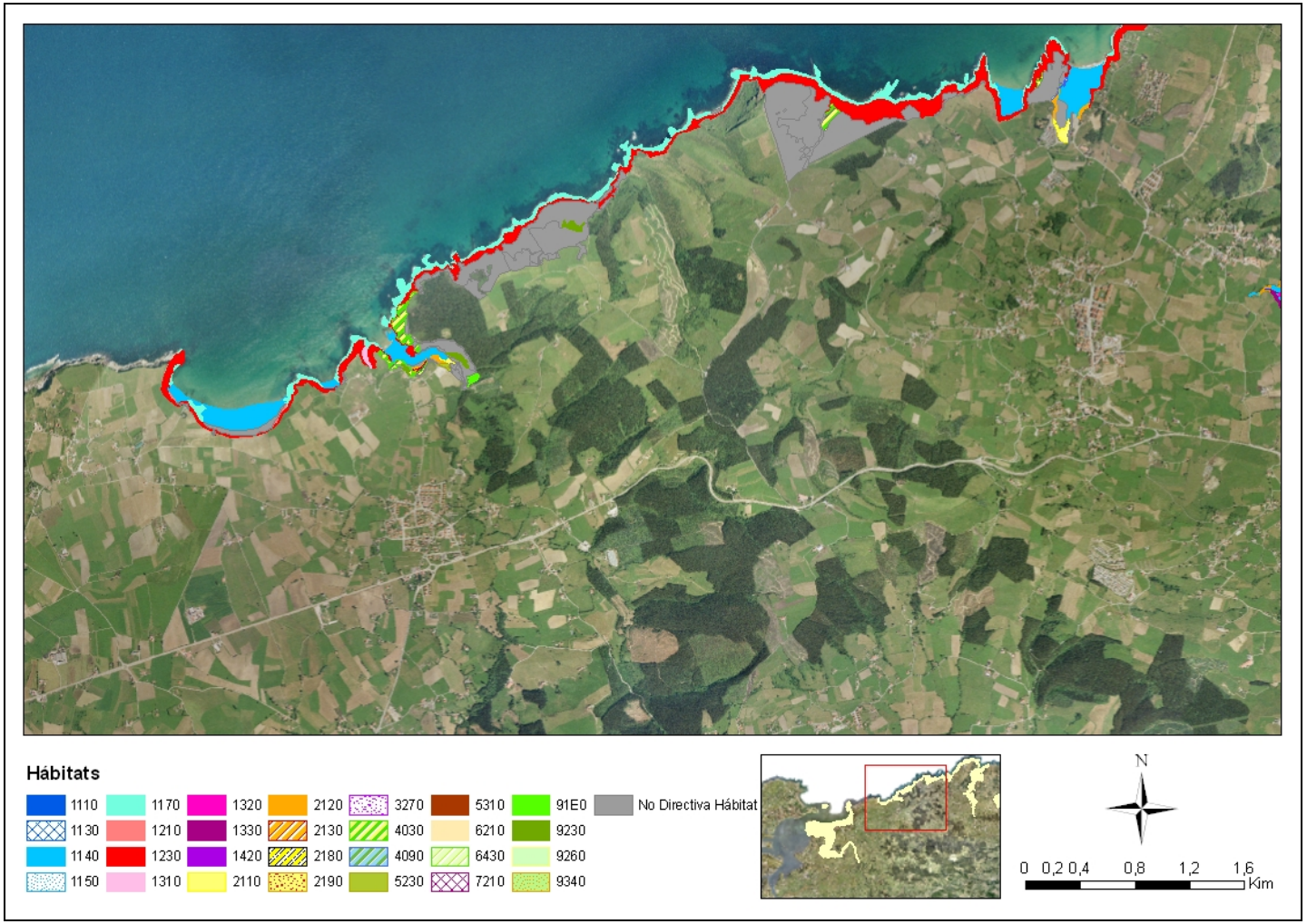
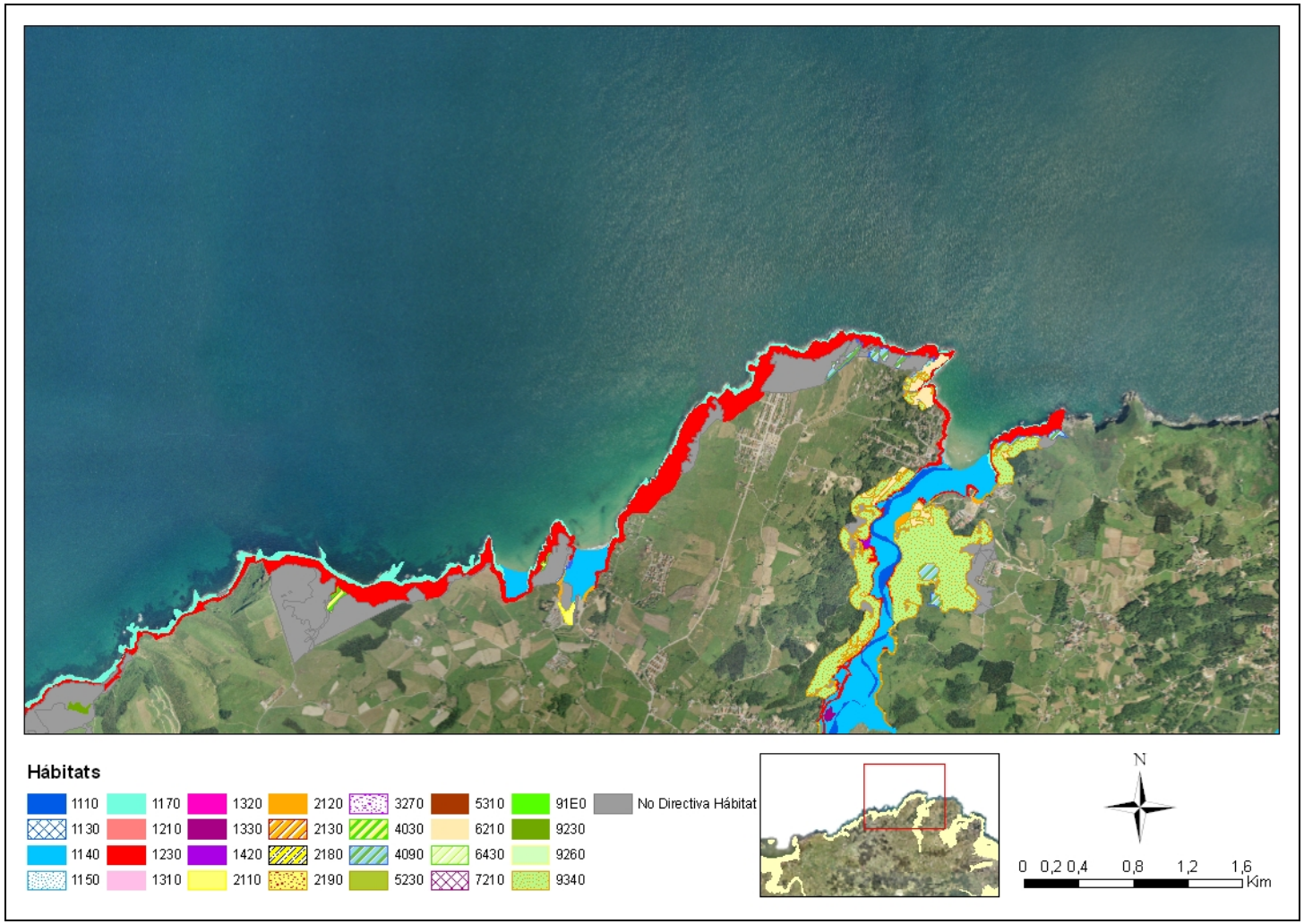
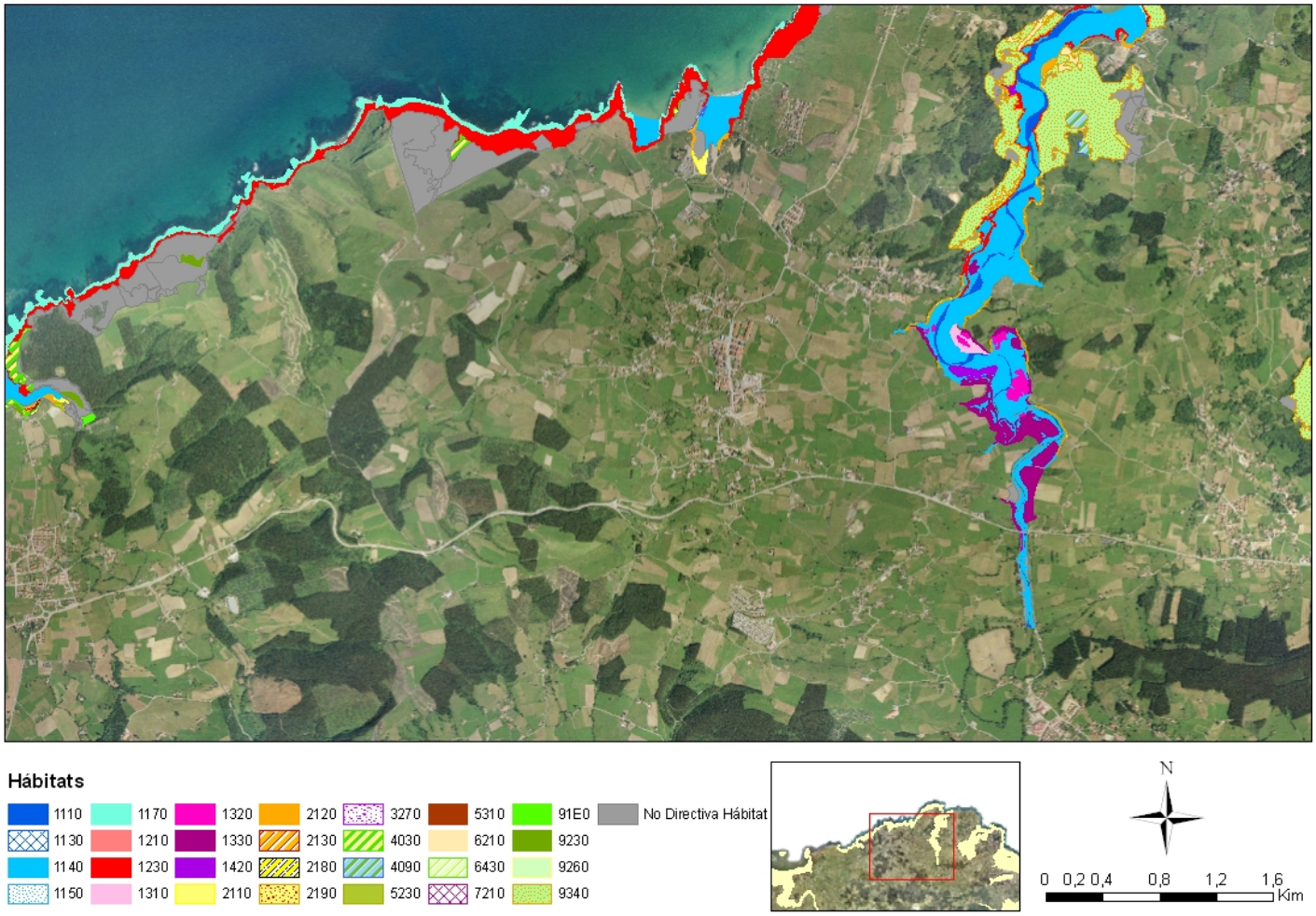


Figura II.5. Distribución de las formaciones vegetales en el espacio cartografiado.

Las imágenes incluidas a continuación, muestran los resultados de la cartografía de los hábitats de interés comunitario del LIC Costa Central y Ría de Ajo.


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Kím


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Kím

6 LIC Marismas de Santoña, Victoria y Joyel

En el LIC Marismas de Santoña, Victoria y Joyel se han identificado un total de 75 formaciones vegetales, en una extensión total de 3707,5 ha, de las cuales 25 son hábitats prioritarios y de interés comunitario (Tabla II.5).

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
0	Tierras agrícolas y áreas antrópicas	No	33,4	0,90
02	Cultivos	No	0,33	0,01
03	Cultivos leñosos y plantaciones de árboles	No	0,05	0,00
0315	Frutales	No	0,52	0,01
0335	Plantaciones de pinos exóticos	No	0,32	0,01
0336	Choperas	No	1,44	0,04
0337	Eucaliptales	No	186,42	5,03
0339	Poblaciones de *Robinia pseudoacacia* plantadas y	No	2,02	0,05
03N1	Frondosas autóctonas	No	0,33	0,01
03N2	Otras frondosas exóticas	No	10,36	0,28
0410	Líneas de árboles	No	0,27	0,01
0420	Setos vivos	No	3,5	0,09
0430	Pequeños bosquetes	No	10,94	0,30
05	Parques urbanos y jardines	No	2,83	0,08
0620	Pueblos	No	0,18	0,00
0630	Zonas industriales activas	No	2,05	0,06
0720	Comunidades ruderales	No	10,36	0,28
0730	Comunidades de herbáceas alóctonas invasoras no exclusivamente ruderales	No	56,12	1,51
1N10	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados en playas arenosas	No	0,88	0,02
1N12	Playas arenosas sin vegetación vascular reconocible	No	21,15	0,57
1110	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda	Sí	395,58	10,67
1130	Estuarios	Sí	127,98	3,45
1140	Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de cuando hay marea baja	Sí	1013,92	27,35
1150*	Lagunas costeras	Sí	62,92	1,70
115N	Pseudolaguna costera	No	24,38	0,66
1170	Arrecifes	Sí	4,47	0,12
1210	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados	Sí	0,09	0,00
1230	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	Sí	16,6	0,45
12N0	Playas supralitorales de cantos sin vegetación vascular reconocible	No	0,02	0,00
1310	Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas	Sí	1,04	0,03
1320	Pastizales de *Spartina*	Sí	144,85	3,91
1330	Pastizales salinos atlánticos	Sí	171,86	4,64
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos	Sí	81	2,18
2110	Dunas móviles embrionarias	Sí	1,74	0,05
2120	Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria*	Sí	12,79	0,34
2130*	Dunas costeras fijas con vegetación herbácea	Sí	31,92	0,86
2180	Dunas boscosas de la región atlántica, continental y boreal	Sí	6,57	0,18
2190	Depresiones intradunales húmedas	Sí	6,43	0,17

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
31N1	Aguas estancadas sin vegetación reconocible	No	1,74	0,05
32N1	Cauce fluvial permanente sin vegetación reconocible	No	12,01	0,32
32N2	Graveras fluviales sin vegetación reconocible	No	0,51	0,01
3270	Ríos de orillas fangosas con vegetacion de Chenopodion rubri p.p y de Bidention p.p.	Sí	0,05	0,00
4030	Brezales secos europeos	Sí	29,05	0,78
4090	Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga	Sí	19,69	0,53
4310	Matorral de tojares de oirte mesófilos costeros	No	0,09	0,00
4410	Helechales de *Pteridium aquilinum* de orla forestal	No	7,35	0,20
5510	Orlas espinosas eutrofas	No	6,21	0,17
5530	Orlas espinosas de duna marrón	No	5,12	0,14
5610	Matorral arborescente perennifolio calcícola	No	46,05	1,24
5720	Orlas leñosas de higueras, vides y otras afines	No	0,35	0,01
6210	Prados secos seminaturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos	Sí	10,63	0,29
6430	Megaforbios eutrofos higrófilos de las orlas de llanuras y de los pisos montano a alpino	Sí	0,02	0,00
64N1	Pastizales húmedos con fuerte presencia de *Juncus* spp.	No	0,59	0,02
65N1	Prados de siega colinos y montanos de *Cynosurion*	No	213,37	5,76
66N1	Pastos pisoteados y algo ruderalizados como *Trifolio repentis-Chamaemeletum nobilis, Lolio perennis-Plataginetum majoris* y otras	No	2,22	0,06
66N2	Prados de siega y/o de diente meso-xerófilos éutrofos	No	0,05	0,00
7210*	Turberas calcáreas de *Cladim mariscus* y con especies del *Caricion davallianae*	Sí	0,38	0,01
73N1	Comunidades herbáceas de helófitos de mediano y gran porte	No	1,25	0,03
73N2	Cañaverales de agua dulce léntica	No	1,07	0,03
73N3	Comunidades higrófilas de bordes y de pequeños y medianos cursos fluviales	No	0,01	0,00
73N4	Carrizales secos de influencia dulceacuícola	No	0,14	0,00
73N5	Carrizales secos de influencia subhalófila	No	6,02	0,16
73N6	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia dulceacuícola	No	8,94	0,24
73N7	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia subhalófila	No	32,57	0,88
73N8	Junciales subhalófilos de Bolboschoenus maritimus y otras cuperáceas	No	0,06	0,00
83N1	Tapias, taludes rocosos y roquedos ruderalizados	No	0,02	0,00
91E0*	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*	Sí	9,13	0,25
91N2	Robledal y bosque mixto éutrofos	No	3,32	0,09
91N3	Robledal de roble pedunculado	No	0,47	0,01
91N6	Aliseda de ladera	No	0,05	0,00
91N7	Tembleda	No	0,1	0,00
91N9	Saucedas riparias arbustivas	No	1,14	0,03
91P3	Aliseda-sauceda pantanosa	No	2,14	0,06
9260	Bosques de *Castanea sativa*	Sí	0,31	0,01
9340	Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*	Sí	767,875	20,71

(*) Hábitat prioritario

Tabla II.5. Resultados de la revisión cartográfica del LIC Marismas de Santoña, Victoria y Joyel.

En relación con la superficie ocupada por las diferentes formaciones vegetales (Figura II.6), cabe señalar que:

- En torno a dos tercios de la extensión del LIC (2177 ha) se encuentran ocupados por tres hábitats de interés comunitario: dos hábitats de aguas marinas y medios de marea (hábitats 1110 y 1140) y un hábitat forestal (hábitat 9340).
- 400 ha del LIC se corresponden con marismas y pastizales salinos (hábitats 1310, 1320, 1330 y 1420).
- De las 320 ha ocupadas por superficie antrópica, 187 ha se corresponden con plantaciones de eucalipto.

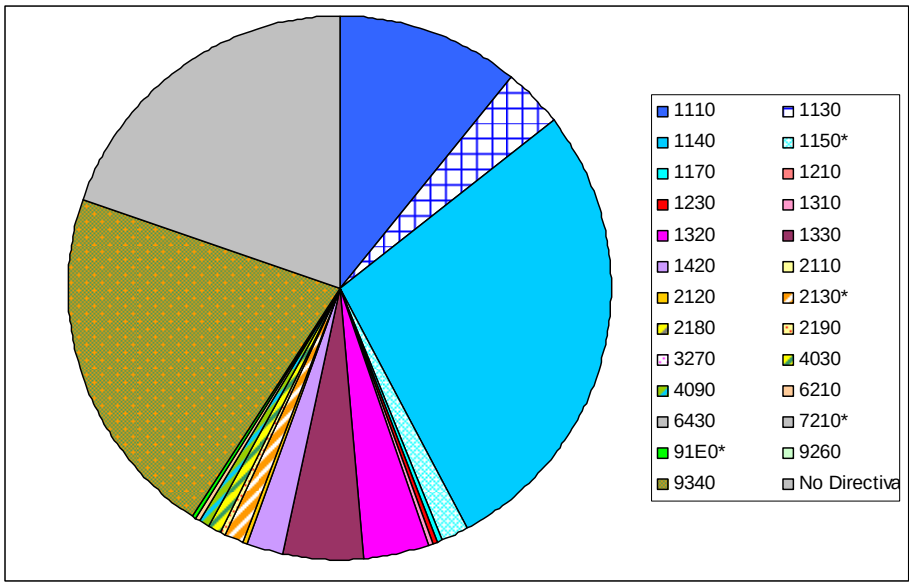
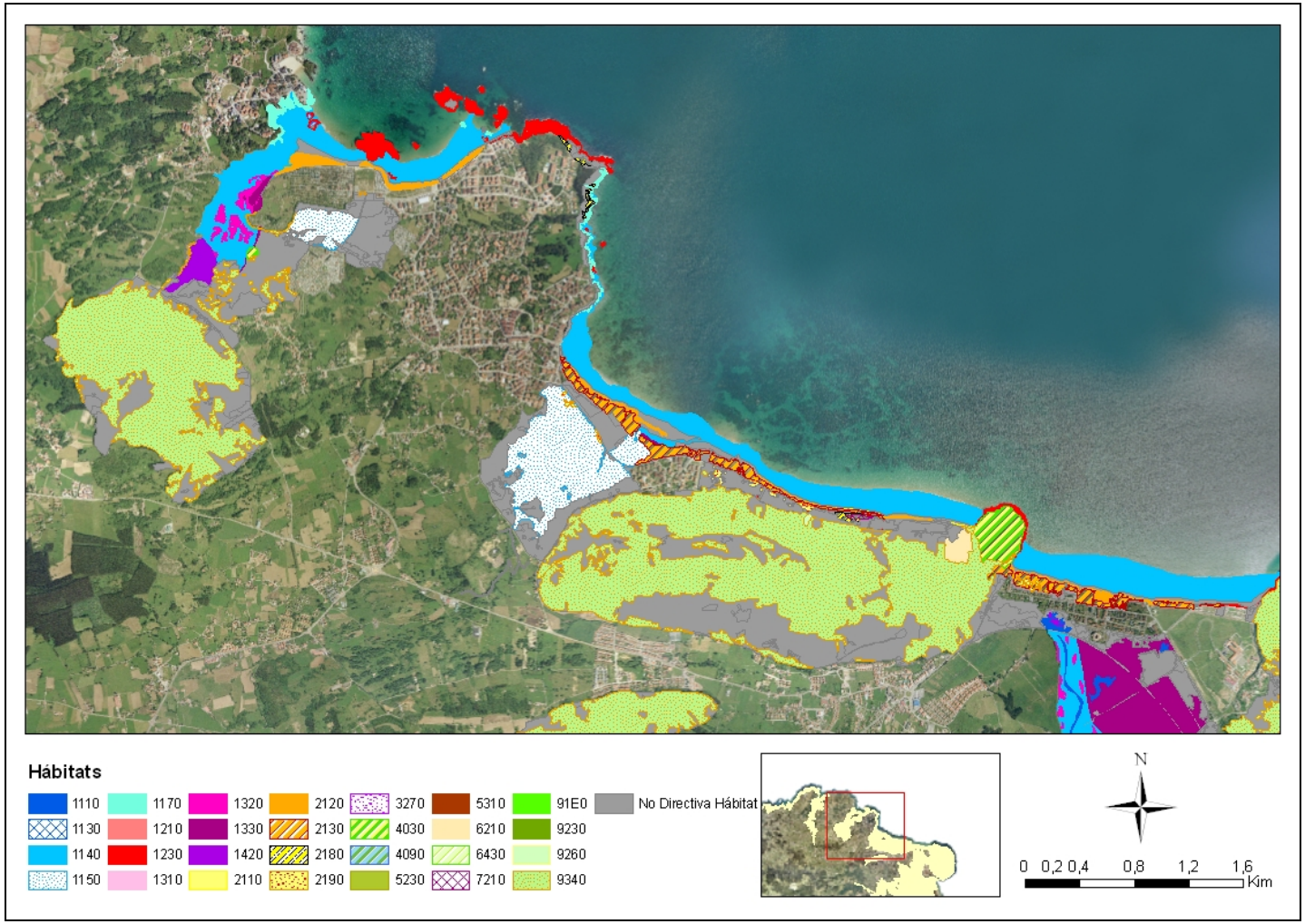
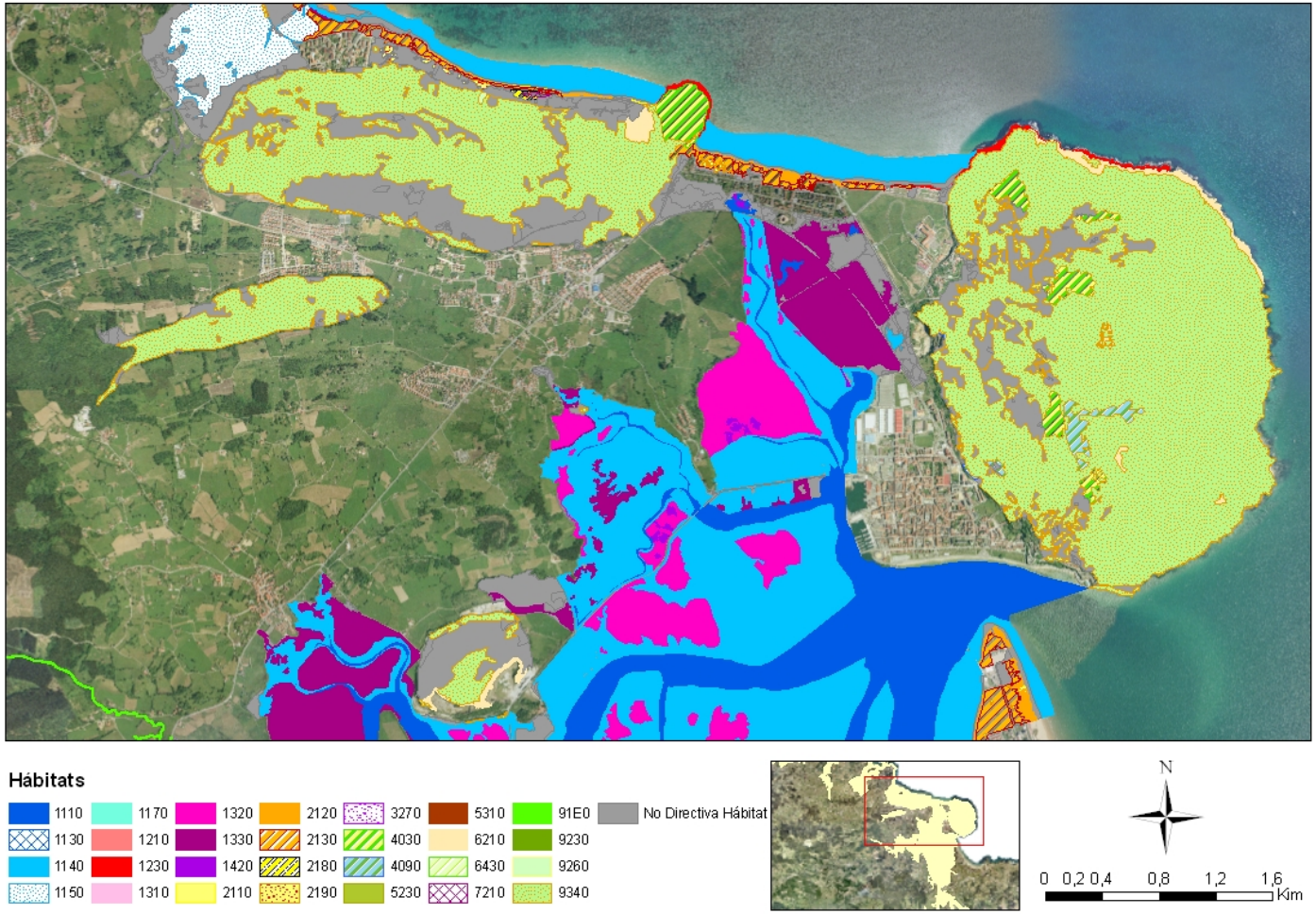
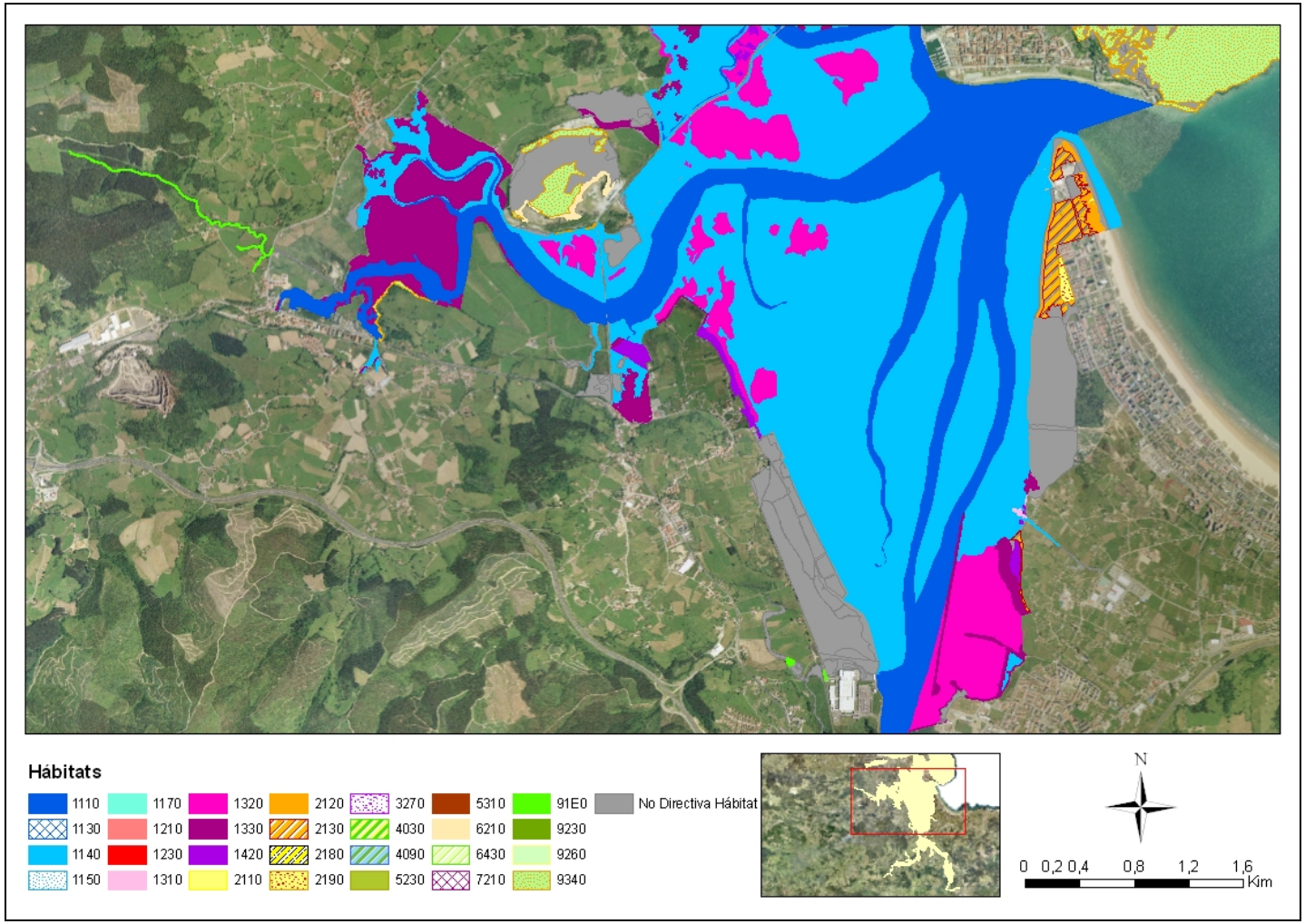


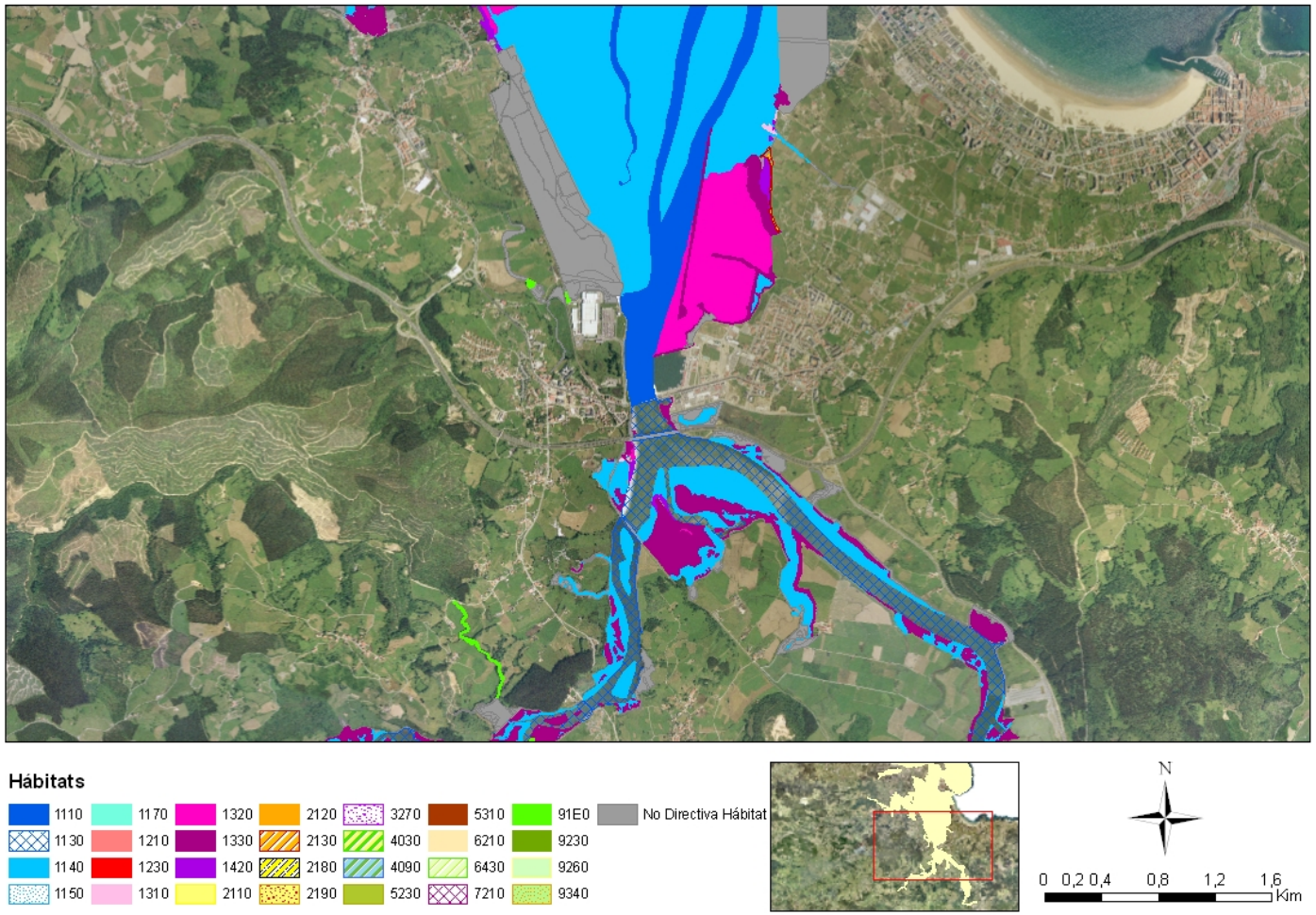
Figura II.6. Distribución de las formaciones vegetales en el espacio cartografiado.

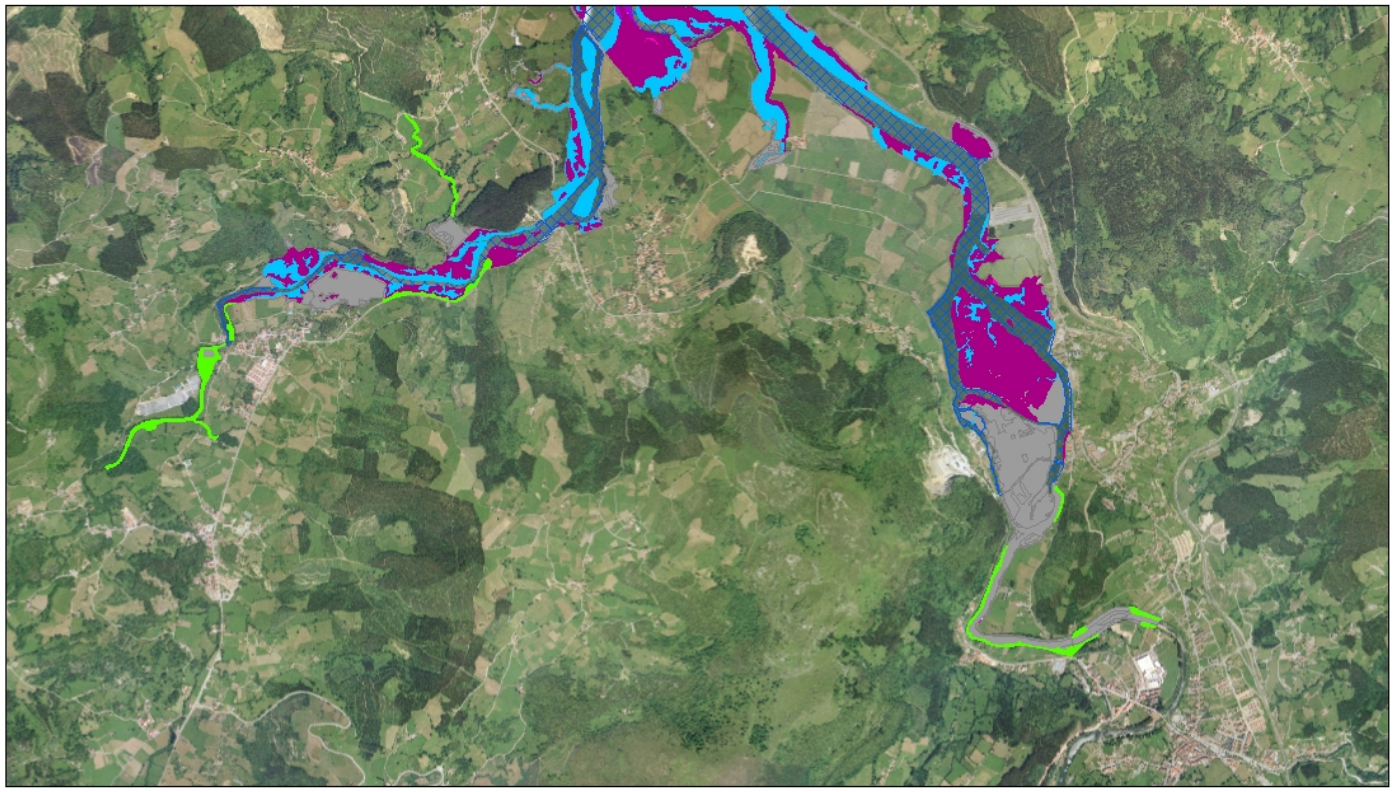
Las imágenes incluidas a continuación, muestran gráficamente los resultados cartográficos del LIC Marismas de Santoña, Victoria y Joyel.


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Km

7 LIC Río Agüera

En el espacio litoral del LIC Río Agüera se han identificado un total de 33 formaciones vegetales, en una extensión total de 96.37 ha, de las cuales 11 son hábitats prioritarios y de interés comunitario (Tabla II.6).

Código de la Formación	Descripción	Directiva Hábitat	Superficie (Ha)	% Superficie LIC
0	Tierras agrícolas y áreas antrópicas	No	3,21	3,33
02	Cultivos	No	0,61	0,63
0315	Frutales	No	0,16	0,17
0336	Choperas	No	0,31	0,32
0337	Eucaliptales	No	1,69	1,75
0339	Poblaciones de *Robinia pseudoacacia*	No	0,96	1,00
0420	Setos vivos	No	0,04	0,04
03N2	Otras frondosas exóticas	No	1,11	1,15
0620	Pueblos	No	0,13	0,13
0630	Zonas industriales activas	No	0,53	0,55
0720	Comunidades ruderales	No	0,27	0,28
0730	Comunidades de herbáceas alóctonas invasoras no exclusivamente ruderales	No	4	4,15
1N12	Playas arenosas sin vegetación vascular reconocible	No	5,52	5,73
1110	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda	Sí	14,9	15,46
1130	Estuarios	Sí	24,35	25,27
1140	Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de cuando hay marea baja	Sí	14,7	15,25
1150*	Lagunas costeras	Sí	0,56	0,58
1170	Arrecifes	Sí	0,61	0,63
1230	Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	Sí	0,6	0,62
1330	Pastizales salinos atlánticos	Sí	1,99	2,06
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos	Sí	0,81	0,84
32N1	Cauce fluvial permanente sin vegetación reconocible	No	2,67	2,77
4090	Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga	Sí	0,17	0,18
5510	Orlas espinosas eutrofas	No	0,19	0,20
5610	Matorral arborescente perennifolio calcícola	No	0,31	0,32
64N1	Pastizales húmedos con fuerte presencia de *Juncus* spp.	No	0,21	0,22
65N1	Prados de siega colinos y montanos de *Cynosurion*	No	2,85	2,96
73N7	Carrizales permanente o semipermanente inundados de influencia subhalófila	No	0,56	0,58
73N8	Junciales subhalófilos de Bolboschoenus maritimus y otras cuperáceas	No	0,29	0,30
91E0*	Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*	Sí	5,65	5,86
91N3	Robledal de roble pedunculado	No	0,01	0,01
91N9	Saucedas riparias arbustivas	No	0,48	0,50
9340	Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*	Sí	0,08	0,08

(*) Hábitat prioritario

Tabla II.6. Resultados de la revisión cartográfica del espacio litoral del LIC Río Agüera.

En relación a la superficie ocupada por las diferentes formaciones vegetales, tal y como se muestra en la Figura II.7, más del 55% de la extensión del espacio se encuentra

ocupada por hábitats de medios marinos y aguas de marea (hábitats 1110, 1130, 1140, 1150* y 1170).

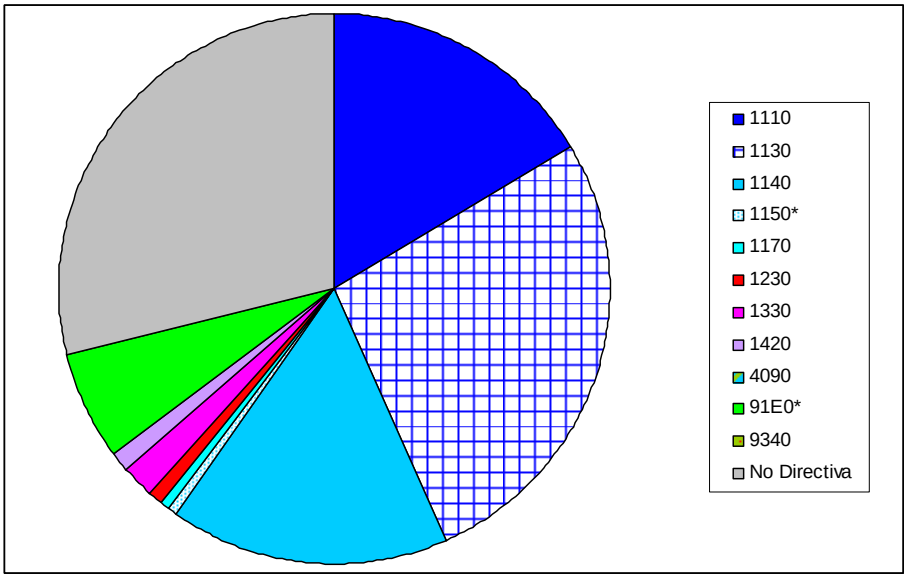
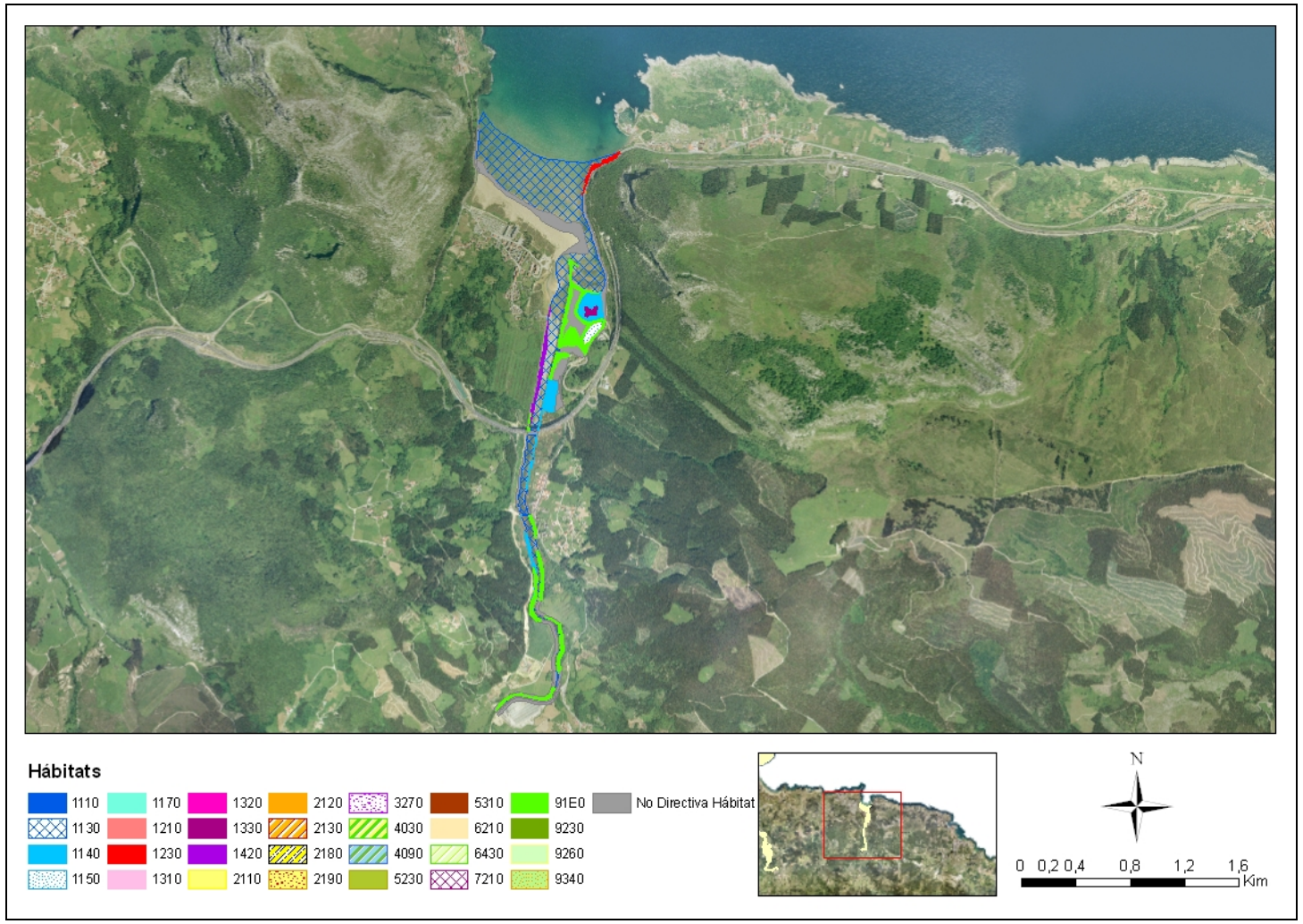
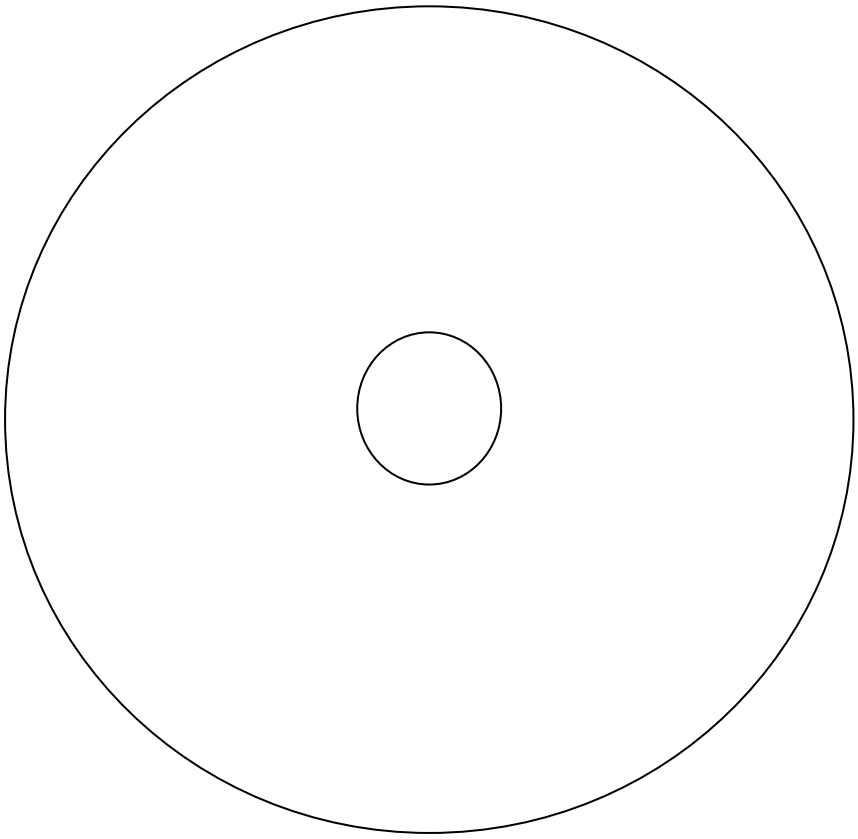


Figura II.7. Distribución de las formaciones vegetales en el espacio cartografiado.

Las imágenes incluidas a continuación, muestran gráficamente los resultados cartográficos del espacio litoral del LIC Río Agüera.


Hábitats
1110
1130
1140
1150
1170
1210
1230
1310
1320
1330
1420
2110
2120
2130
2180
2190
3270
4030
4090
5230
5310
6210
6430
7210
91E0
9230
9260
9340
No Directiva Hábitat
N
0 0,2 0,4 0,8 1,2 1,6
Kím

Información Cartográfica (CD)



Apéndice

Metodología empleada en la realización de la revisión cartográfica

Introducción

La revisión cartográfica se realiza con dos objetivos diferenciados: *i*) identificar la presencia y extensión de diferentes hábitats en los espacios acuáticos de la red Natura 2000 en Cantabria, y *ii*) recabar información de las formaciones vegetales dominantes que permita establecer, con mayor detalle, su estado de conservación, así como las dinámicas sucesionales y los factores que contribuyen al deterioro o al actual estado sucesional.

Elaboración de la cartografía de Hábitats

En el presente documento se entiende por hábitat el biotopo formado por las diferentes formaciones vegetales que se encuentren en el terreno.

La elaboración de la cartografía de hábitats se realiza siguiendo las siguientes directrices:

1.- Se efectúa la revisión y delimitación de nuevos polígonos de vegetación (en adelante teselas) a partir de la ortofoto más reciente disponible, con una resolución mínima de 1:5000.

2.- La extensión de territorio a cartografiar comprende el territorio cartografiado con anterioridad por la Dirección General de Montes y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria, así como nuevas zonas que incluyen cauces tributarios específicos, entornos próximos de los espacios acuáticos incluidos en LICs terrestres y otras superficies de la Zona Periférica de Protección, cuya exclusión suponga la fragmentación o aislamiento de alguno de los hábitats y/o hábitats de las especies de la Ley 42/2007.

3.- En todo caso, la cartografía se debe realizar de modo que nunca se fragmenten biotopos y/o formaciones vegetales, aún quedando fuera de los límites del espacio Natura 2000 o de la Zona Periférica de Protección.

4.- Todas las teselas delimitadas en el punto 1 llevan asociado un código alfanumérico, a modo de identificador.

5.- En cada tesela se identifica la extensión, en porcentaje, de los 3 hábitats con mayor representatividad en la misma, así como la presencia de todos los hábitats secundarios existentes en la tesela.

6.- En el caso que una tesela contenga más de un hábitat y éstos se encuentren claramente diferenciados en el campo, se debe proceder a la división de la tesela en los correspondientes polígonos que agrupen los distintos hábitats.

7.- En cada tesela, se identifican tanto los hábitats citados en el Anejo I de la Ley 42/2007 como aquellos no definidos en dicha normativa, pero que se encuentran bien representados. A estas formaciones vegetales se les asigna su código CORINE, si es que

está reconocido, o en caso contrario, se les asigna un código propio. Cada formación vegetal lleva, igualmente, un código sintaxonómico asociado.

8.- De forma complementaria, en cada tesela cartográfica se recoge información sobre diferentes elementos singulares, como son:

- Presencia de especies de flora singular.
- Presencia de especies del Anejo II de la Ley 42/2007.
- Comprobación de citas antiguas.
- Nuevas citas de presencia de especies o formaciones.
- Otra información relevante.

Recopilación de información útil para la evaluación del estado de conservación

El presente trabajo plantea la posibilidad de, además de realizar la cartografía de los hábitats en los términos expuestos, recopilar la información necesaria para realizar una valoración del estado de conservación de las diferentes formaciones vegetales, en términos de estructura, composición y funcionalidad.

Del mismo modo, se pretende identificar aquellos factores que estén limitando o contribuyendo al actual estado sucesional de las formaciones vegetales.

Con este objeto, en cada tesela se recoge información de una serie de variables, para lo que se utiliza una ficha diseñada específicamente para el trabajo de campo (ver ficha anexa).

A continuación se justifica la utilización de cada una de estas variables y se describe el proceso de cuantificación que se debe seguir para cada una de ellas. Estas variables se agrupan bajo los siguientes epígrafes:

- Valoración de la composición y estructura de la formación vegetal o biotopo dominante.
- Valoración de la dinámica y evolución de la formación vegetal o biotopo dominante.
- Identificación y valoración de las presiones existentes en la tesela.

Dado que las diferentes formaciones vegetales resultan muy heterogéneas, su valoración depende del tipo de formación vegetal analizado. De este modo, algunas variables de las que se presentan a continuación sólo se utilizarán para determinados tipos de biotopos. En la Tabla II.7 se incluye una relación de los diferentes tipos que se tienen en cuenta en el presente trabajo.

Código	Biotopos
1	*Hábitat costeros y vegetación Halófila*
11	Aguas marinas y medios de marea
12	Acantilados Marinos y playas de guijarros

Código	Biotopos
13	Marismas y pastizales salinos atlánticos continentales
14	Marismas y pastizales salinos mediterráneos y termoatlánticos
2	*Dunas marítimas y continentales*
21	Dunas marítimas de las costas atlánticas, del mar del norte y del báltico
3	*Hábitat de agua dulce*
31	Aguas estancadas
32	Aguas corrientes - tramos de cursos de agua con dinámica natural y seminatural
4	*Brezales y matorrales de zona templada*
5	*Matorrales esclerófilos*
51	Matorrales submediterráneos y de zona templada
52	Matorrales arborescentes mediterráneos
53	Matorrales termomediterráneos y preestépicos
54	Matorrales de tipo frigánico
6	*Formaciones herbosas naturales y seminaturales*
61	Prados naturales
62	Formaciones herbosas secas seminaturales y facies matorral
63	Bosques esclerófilos de pastoreo (Dehesas)
64	Prados húmedos seminaturales de hierbas altas
65	Prados mesófilos
7	*Turberas altas, turberas bajas y áreas pantanosas*
71	Turberas ácidas de esfagnos
72	Áreas pantanosas calcáreas
8	*Hábitats rocosos y cuevas*
81	Desprendimientos rocosos
82	Pendientes rocosas con vegetación casmofítica
83	Otros hábitats rocosos
9	*Bosques*
91	Bosques de la Europa templada
92	Bosques mediterráneos caducifolios
93	Bosques esclerófilos mediterráneos
94	Bosques de coníferas de las montañas templadas

Tabla II.7. Distintos biotopos considerados en el proceso de valoración del estado de conservación.

Valoración de la composición y estructura de la formación vegetal dominante

Este apartado tiene por objetivo cuantificar el estado de conservación de las formaciones vegetales dominantes en función de su composición y estructura.

1) Riqueza florística

La existencia de diferentes especies vegetales puede encontrarse asociada a la integridad o madurez de un hábitat, por lo que su cuantificación puede resultar un buen indicador del estado de una formación vegetal. De este modo, la pérdida de especies puede asociarse a un deterioro de la integridad del hábitat.

2) Especies indicadoras de ruderalidad

En cada formación vegetal se puede encontrar una serie de especies que son indicadoras de su grado de madurez o, al contrario, se pueden encontrar especies ruderales las cuales son indicadoras de una falta de integridad del biotopo. La presencia de especies ruderales es indicativa de perturbaciones o alteraciones del medio, por tanto, el grado de cobertura que estas presentan en un determinado biotopo es indicativo de la integridad del hábitat. De este modo se realizará una estimación de la ruderalidad diferenciando entre:

- Ausencia de especies ruderales.
- Presencia de pies sueltos.
- Presencia de rodales o manchas.

3) Riqueza estructural (identificación de biotipos)

En ausencia de presiones cada formación vegetal consta de un número característico de biotipos, mientras que ciertas perturbaciones pueden alterar gravemente este número. Así, para realizar la valoración de la riqueza estructural se debe identificar la presencia de biotipos presentes de entre los siguientes (Figura II.8):

a) Geófitos: plantas con las yemas de recambio en tallos subterráneos como bulbos, rizomas o tubérculos.
b) Terófitos: plantas que completan todo su ciclo de desarrollo durante la estación favorable. Son anuales y pasan la estación desfavorable en forma de semilla.
c) Hemicriptófitos y Criptófitos: plantas herbáceas con las yemas de recambio en la superficie del suelo o inmediatamente debajo.
d) Caméfitos: plantas herbáceas o leñosas que viven varios años y con las yemas por encima del suelo, pero a menos de 25 cm de altura. Normalmente son matas.
e) Fanerófitos: plantas normalmente leñosas que viven varios años, con las yemas a más de 25 cm de distancia del suelo. En ocasiones se distinguen los nanofanerófitos, que son aquellos con las yemas a menos de 3 m. Son los árboles, arbustos y algunas plantas herbáceas.
f) Hidrófitos: plantas con las yemas de recambio sumergidas en el agua.
g) Helófitos: Plantas con las yemas de recambio en la superficie pero con el sistema radicular en el agua, al menos durante una parte del año.
h) Epífitos: se refiere a cualquier planta que crece sobre otro vegetal usándolo solamente como soporte, pero que no lo parásita.

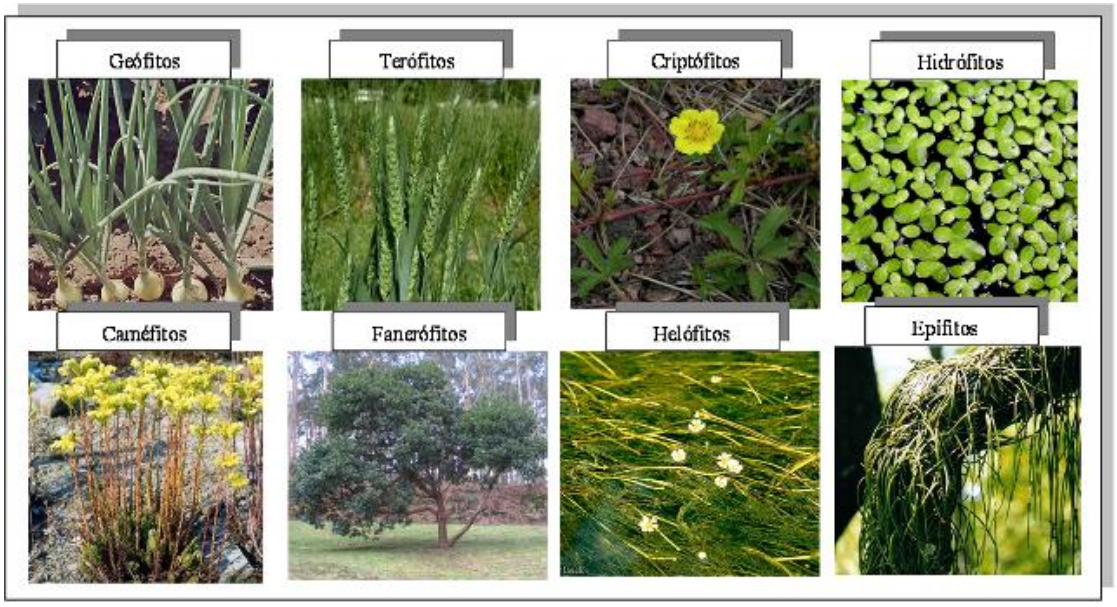


Figura II.8. Ejemplos de los diferentes biotipos de Raunkjaer.

4) Presencia de materia orgánica en descomposición

La presencia de materia orgánica en descomposición constituye un buen indicador de la integridad de una formación vegetal. La presencia de hojarasca contribuye al desarrollo y protección de los suelos y a la diversidad de invertebrados, mientras que ramas, palos y troncos introducen elementos de heterogeneidad en la formación vegetal que contribuyen a aumentar la diversidad de microhábitats.

En este caso, el nivel de materia orgánica presente en cada biotopo se debe medir según su cantidad:

- Ausencia de materia orgánica.
- Presencia de materia orgánica.
- Abundancia de materia orgánica.

Esta variable se medirá exclusivamente para formaciones arbóreas, arbustivas, o con posibilidades de acumulo de materia orgánica alóctona, por ejemplo estuarios o cauces de río.

5) Regeneración

La estructura de edades de una formación vegetal nos permite conocer su grado de regeneración, así como su estabilidad en el tiempo, por lo que se considera una variable relacionada con el grado de integridad de las formaciones vegetales.

La caracterización de esta variable debe realizarse, nuevamente, en función de la ausencia, presencia o abundancia de individuos jóvenes.

6) Heterogeneidad

En muchas ocasiones las teselas presentan una estructura de mosaico, la cual puede estar integrada por un número pequeño o elevado de hábitats. Esta variable hace referencia, por tanto, a la diversidad o número de hábitats que integran dicho mosaico.

En la Figura II.9 se ilustra el modo de cuantificación que se ha seleccionado para esta variable.

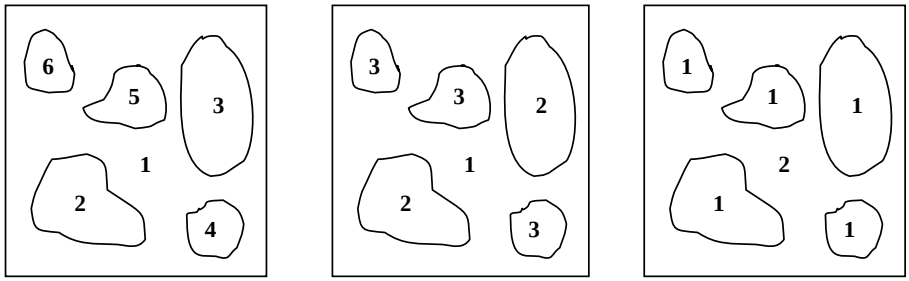


Figura II.9. Esquema representativo de la heterogeneidad de hábitats en una tesela, ordenados de mayor a menor grado de heterogeneidad.

7) Fragmentación

La conexión entre formaciones vegetales de un mismo tipo permite que exista un cierto grado de integridad en términos de conexión "ecológica" y corredor biológico, ya que tipos de formación vegetal similares poseen recursos análogos (i.e., alimentos, refugio, zonas de cría, etc...). De este modo, una alta fragmentación de las formaciones vegetales se puede interpretar como un indicador del grado de deterioro, si las formaciones están en regresión, o del grado de recuperación, si están evolucionando hacia estadíos más maduros.

En la Figura II.10 se representa esquemáticamente el modo de cuantificación que se ha seleccionado para esta variable

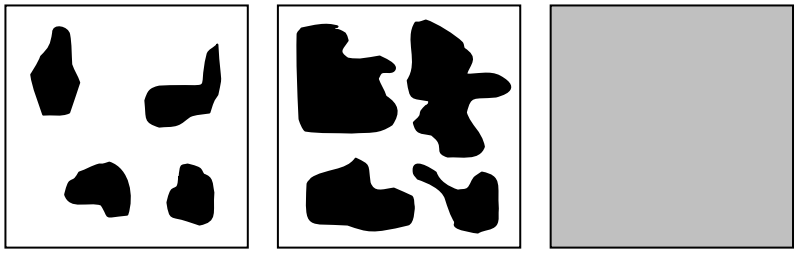


Figura II.10. Esquema representativo de la fragmentación de hábitats en una tesela, ordenados de mayor a menor grado de fragmentación.

Valoración de la dinámica y evolución de la formación vegetal dominante

Este apartado tiene por objetivo analizar la dinámica y estado de sucesión de una formación vegetal. Las variables que se han seleccionado son:

8) Estado sucesional del biotopo

Esta variable pretende caracterizar la dinámica de la formación vegetal dominante e indicar el estado sucesional en el que se encuentra. Los valores establecidos para esta variable son:

- Climax (CL): Cuando se ha alcanzado el máximo potencial de desarrollo de la formación vegetal dominante para la zona
- Estable (ES): Cuando un hábitat se encuentra establecido en una tesela por alguna práctica antrópica continua (p. ej. Prados de siega) o una perturbación física natural periódica.
- Dinámico en regresión (RG): Cuando una formación vegetal se encuentra en regresión debido a alguna presión antrópica
- Dinámico en recuperación (RC): Cuando una formación vegetal se esta recuperando de una presión antrópica, la cual ha desaparecido o se han minimizado sus efectos.

9) Evolución previsible de las formaciones vegetales sin gestión

Este apartado resulta más subjetivo que el resto de variables descritas hasta el momento. En este caso se trata de recoger la impresión de hacia donde evolucionaría la formación vegetal dominante en caso de ausencia de manipulación antrópica. Esta información puede ser de gran uso a la hora de establecer prioridades en los planes de gestión de la red natura 2000.

Valoración e identificación de las presiones

Este apartado tiene por objetivo cuantificar el grado de presión al que se encuentra sometida cada tesela y determinar los principales factores que están contribuyendo al actual estado de conservación de las formaciones vegetales. Las variables que se han seleccionado son:

10) Acceso de ganado

El pastoreo puede tener un efecto positivo en la conservación de la diversidad florística de algunos pastos (Nai-Bregaglio et al., 2002) aunque hay numerosas citas de los efectos negativos que tiene para la conservación de las comunidades riparias (Kauffmann et al., 1984, 2004). En términos generales, el ganado produce en la vegetación efectos directos como la eliminación de las especies de plantas más susceptibles al consumo y al pisoteo por el ganado, e indirectos, como son cambios en las características físicas y químicas del suelo, cambios en el microclima o la invasión de especies exóticas con alto poder competitivo o alelopático.

La escala utilizada para cuantificar esta presión es:

1) Sin acceso factible para el ganado: cuando en la tesela identificada existan vallados, muros o accidentes geográficos que limiten el acceso del ganado.
2) Acceso factible para el ganado: cuando en la tesela identificada no existan vallados, muros o accidentes geográficos que puedan limitar el acceso del ganado.
3) Evidencias de pastoreo: Cuando las formaciones vegetales presentan claros signos de pastoreo.

11) Usos del suelo

Los núcleos urbanos y las infraestucturas suponen una perturbación significativa para las formaciones vegetales, aunque la intensidad de la presión dependerá del tipo de transformación del suelo. Así, zonas de recreo, campos de fútbol o parques tienen una menor afección que urbanizaciones o polígonos industriales. Además, la ganadería (ver variable anterior), así como la agricultura, también pueden contribuir al deterioro de las formaciones vegetales y, por tanto, limitar el desarrollo de las mismas.

En este caso, se han establecido 3 categorías para caracterizar los usos del suelo con relación a su intensidad:

- Natural: Dentro de esta categoría sólo podrán incluirse las teselas que no presenten ningún tipo de modificación artificial en los usos del suelo.
- Seminatural: Dentro de este grupo se podrán incluir parques naturalizados, zonas con agricultura y ganadería ecológica o ganadería extensiva (sin estabulaciones). También se podrán incluir plantaciones forestales de especies autóctonas. En caso de cesar la actividad, las formaciones vegetales se recuperarían en un período relativamente corto.
- Intensivo: En esta categoría se incluirán todas las teselas que presenten algún tipo de modificación urbana, industrial, agrícola, ganadera o forestal intensiva.

12) Presiones hidromorfológicas

Las presiones hidromorfológicas se han subdividido en dos clases:

- Alteraciones hidrodinámicas: aquellas que afectan a la distribución espacial y temporal de las propiedades del agua, así como a las características de su movimiento. Esta clase de alteraciones se presentan dentro del medio acuático, y pueden tener repercusiones negativas en la estructura y composición de las formaciones vegetales de las teselas adyacentes. Es por ello que es importante inventariarlas.

  En esta clase se incluyen: traviesas (TR), azudes (AZ), presas (PR), vados (VA), espigones-pantalanes-diques (ES-PA-DI), emisarios (EM) y puentes (PU) (Figura II.11).

Figura II.11. Ejemplos de alteraciones hidrodinámicas (Azud y Puente) existentes en los ríos de Cantabria.

- Alteraciones morfológicas: son aquellas que suponen un cambio en el relieve o la forma del terreno de la tesela. Pueden tener lugar tanto en las teselas terrestes como en el medio acuático, debiéndose anotar en ambos casos. En esta clase encontramos: infraestructuras lineales verticales terrestres (IV), coberturas fluviales (CF), conducciones/canalizaciones fluviales y estuarinas (CC), fijación del lecho (FL), fijación de márgenes (FM), rellenos-depósitos (RE-DE) (Figura II.12).

Figura II.12. Ejemplos de alteraciones morfológicas (Conducción y Fijación de márgenes) existentes en los ríos de Cantabria.

La identificación de las diferentes presiones hidromorfológicas debe ir asociada de una valoración de la magnitud de cada una de las mismas. Esta valoración se realiza con base en los siguientes criterios:

1) Baja: alteraciones menores de 10 m.
2) Moderada: alteraciones entre 10 y 25 m.
3) Alta: alteraciones en las orillas o cauce que abarcan más de 25 m.

13) Cultivos y plantaciones forestales

Los cultivos y viveros de plantas ornamentales, así como las plantaciones forestales, constituyen una presión importante que puede modificar de manera irreversible las condiciones del hábitat de una tesela. Las plantaciones están asociadas a cambios en la

estructura y composición del suelo, reducción del nivel freático, etc, mientras que los cultivos y viveros son importantes vectores de introducción de especies invasoras.

En este caso se debe identificar la especie principal de la plantación forestal y su riesgo de expansión:

1) Bajo.
2) Medio.
3) Alto

14) Especies alóctonas

Su presencia conlleva una reducción de la biodiversidad, puesto que compiten por los recursos con las especies autóctonas. Pueden llegar a producir cambios muy marcados en los flujos de materia orgánica y energía en el ecosistema. Además, en ocasiones son portadoras de enfermedades que pueden diezmar o extinguir las poblaciones de otras especies. Por lo tanto, su presencia se valora negativamente.

En este caso se ha escogido identificar la especie alóctona y su nivel de cobertura como indicador de la pérdida de integridad del hábitat. La escala a utilizar es:

1) Nula: no hay plantas alóctonas.
2) Baja: hay pies de plantas alóctonas.
3) Alta: existen plantas alóctonas en rodales o manchas.

15) Quemas

Las quemas suponen la pérdida total de la masa vegetal del área sometida a la quema y cambian las propiedades físico-químicas del suelo (se pierde capacidad para retener humedad, el pH aumenta ligeramente, desaparece la materia orgánica,...), especialmente en los centímetros más superficiales. La germinación de las semillas de determinadas especies vegetales puede verse beneficiada por el fuego, pero en muchas ocasiones, dichas especies no son las desaparecidas en la quema. En cualquier caso, la quema conlleva el alejamiento de la comunidad vegetal a su etapa climática.

El grado de alteración por quema se realizará siguiendo la siguiente escala:

1) Nulo: no existen evidencias de quema.
2) Moderado: encontramos evidencias que la superficie ha sido quemada con anterioridad.
3) Alto: la superficie ha sido quemada recientemente.

16) Desbroces/Podas/Cortas

Estas actividades son intervenciones humanas realizadas en zonas vegetadas con fines de gestión (prevención de incendios, "limpieza"...) o comerciales (aprovechamiento de madera,...). Las cortas y las podas suelen estar asociadas a especies arbóreas, mientras

que los desbroces se realizan sobre el sotobosque. Todas ellas contribuyen a la degradación, en mayor o menor medida, de diferentes estratos de la comunidad vegetal.

1) Nulo: no existen evidencias de desbroce, poda o corta.
2) Moderado: encontramos evidencias que la superficie ha sido desbrozada, podada o cortada con anterioridad.
3) Alto: la superficie ha sido desbrozada, podada o cortada recientemente.

ID TESELA:	**TIPO (•):**

A. Formación vegetal dominante (FVD)	**C. Corine**	**Otro Código**	**Extensión**
FVD 1:			
FVD 2:			
FVD 3:			

Sps FVD 1	**Sps FVD 2**	**Sps FVD 3**

B. Formaciones vegetales secundarias (FV)	**C. Corine**	**Otro Código**
FV 1:		
FV 2:		
FV 3:		
FV 4:		
FV 5:		
FV 6:		

C. Composición y estructura de la formación vegetal dominante	**Evaluación**		
1. Riqueza florística (Nº especies)			
2. Especies indicadoras de ruderalidad	Ausentes	Pies aislados	Rodales/manchas
3. Riqueza estructural (Nº biotipos)			
4. Materia orgánica (Hojarasca, palos, ramas, restos vegetales, troncos, otros)	Abundante	Presente	Ausente
5. Regeneración	Abundante	Presente	Ausente
6. Heterogeneidad			

7. Fragmentación			

D. Dinámica y evolución de la formación vegetal dominante	**Evaluación**
8. Estado sucesional del biotopo (CL, ES, RG, RC)	
9. Evolución previsible sin gestión	

E. Identificación de presiones	**1**	**2**	**3**
10. Acceso ganado (1=No factible, 2=Factible, 3=Evidente)			
11. Usos (1=Natural, 2=Semi-natural, 3=Intensivo)			
12-A. Presiones Morfológicas (1=Long<10m, 2=10m<long<25m, 3=long>25m) IV, CF, CC, FL, FM, RE-DE			
12-B. Presiones Hidrodinámicas (1=Long<10m, 2=10m<long<25m, 3=long>25m) TR, AZ, PR, VA, ES-PA-DI, EM, PU			
13. Cultivos y Plantaciones (Especie y Riesgo de dispersión bajo, moderado o alto)			
14. Especies alóctonas (1=No existen, 2=presencia, 3=presencia en rodales/manchas)			
15. Quema (1=Sin evidencia, 2=con evidencias, 3=restos)			
16. Desbroce, Poda, Corta(1) (1=Sin evidencias, 2=con evidencias, 3=restos)			

Observaciónes:

Importante: Rellenar todas las casillas. Cuando no sea aplicable la variable a la FVD o cuando existan dudas poner NA

(*) Si la tesela corresponde a carretera, núcleo de población u otro similar no rellenar C,D y E; (1) Indicar actividad

IH cantabria
INSTITUTO DE HIDRÁULICA AMBIENTAL

ANEJO III

Evaluación del estado de conservación de las especies

GOBIERNO de CANTABRIA

Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad

ÍNDICE

1 Introducción 1

2 Indicadores para diagnosticar el estado de conservación de las Especies 1

3 Estado de conservación de las especies incluidas en los formularios oficiales ... 3

Especie 1007. *Elona quimperiana* 3

Especie 1044. *Coenagrion mercuriale* 9

Especie 1083. *Lucanus cervus* (ciervo volante) 15

Especie 1088. *Cerambyx cerdo* 19

Especie 1102. *Alosa alosa* (sábalo) 23

Especie 1106. *Salmo salar* (salmón atlántico) 29

Especie 1126. *Chondrostoma toxostoma* (madrilla) 37

Especie 1194. *Discoglossus galganoi* (sapillo pintojo) 43

Especie 1221. *Mauremys leprosa* (galápago leproso) 49

Especie 1259. *Lacerta schreiberi* (lagarto verdinegro) 53

Especie 1303. *Rhinolophus hipposideros* (murciélago pequeño de herradura) 59

Especie 1304. *Rhinolophus ferrumequinum* (murciélago grande de herradura) 63

Especie 1305. *Rhinolophus euryale* (murciélago mediterráneo de herradura) 67

Especie 1307. *Myotis blythii* (murciélago ratonero mediano) 71

Especie 1308. *Barbastella barbastellus* (barbastela) 75

Especie 1310. *Miniopterus schreibersii* (murciélago de cueva) 79

Especie 1323. *Myotis bechsteinii* (murciélago ratonero forestal) 83

Especie 1324. *Myotis myotis* (murciélago ratonero grande) 87

Especie 1355. *Lutra lutra* (nutria) 91

Especie 1420. *Culcita macrocarpa* 99

Especie 1421. *Trichomanes speciosum* 103

Especie 1425*. *Dryopteris corleyi* 109

Especie 1426. *Woodwardia radicans* 113

Especie 1639. *Limonium lanceolatum* 117

Especie A014. *Hydrobates pelagicus* (paíño europeo) 121

Especie A029. *Ardea purpurea* (garza imperial) 125

Especie A022. *Ixobrychus minutus* (avetorillo) 131

Especie A082. *Circus cyaneus* (aguilucho pálido) 137

Especie A103. *Falco peregrinus* (halcón peregrino) 143

Especie A302. *Sylvia undata* (curruca rabilarga) 149

Especie A379. *Emberiza hortulana* (escribano hortelano) 155

1 Introducción

En el presente Anejo se describen los resultados del diagnóstico del estado de conservación de las especies de interés comunitario descritas en los formularios oficiales correspondientes a los espacios acuáticos litorales de la red Natura 2000 en Cantabria. Para evaluar el estado de conservación de dichas especies se ha seguido un esquema metodológico general. Sin embargo, debido a la gran heterogeneidad que muestran las distintas especies evaluadas, se han considerado aspectos particulares para la evaluación de cada una de ellas. En los casos en los que ha sido posible se ha aplicado la metodología propuesta con información aportada por la Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria, la cual se ha completado a través de consultas bibliográficas, no habiéndose realizado ningún censo ni muestreo específico para evaluar el estado de conservación de las especies aquí consideradas. El proceso metodológico general, que se ha empleado para todas las especies, se describe en el Documento Normativo del presente Plan Marco, especificándose en este Anejo las particularidades metodológicas consideradas en cada caso.

2 Indicadores para diagnosticar el estado de conservación de las Especies

La evaluación del estado de conservación de las especies se basa en la consideración de tres indicadores independientes: *i*) el área de distribución; *ii*) el tamaño y la estructura de sus poblaciones; y *iii*) la vulnerabilidad de estas poblaciones frente a las presiones de origen antrópico. El cálculo de estos tres indicadores se ha realizado con los datos disponibles para cada especie, sin considerar si determinadas poblaciones se incluyen o no en los espacios acuáticos de la red Natura 2000 en Cantabria.

3 Estado de conservación de las especies incluidas en los formularios oficiales

Especie 1007. *Elona quimperiana*

Elona quimperiana es una especie terrestre que, por sus requerimientos ecológicos (p.e. humedad), aparece frecuentemente asociada a las inmediaciones de cursos de agua o humedales (p.e. bosque de ribera). En este Plan Marco se realiza un diagnóstico del estado de conservación de las poblaciones de *E. quimperiana* que aparecen asociadas a los ecosistemas acuáticos de Cantabria. Para emitir un diagnóstico más robusto del estado de conservación de esta especie habría que completar la presente evaluación con información referente a las poblaciones localizadas en otros hábitats terrestres, no asociados a ecosistemas acuáticos superficiales.

Área de distribución

El área de distribución de *E. quimperiana* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

Actualmente no se dispone de los datos necesarios para conocer el área de distribución real de esta especie. En Cantabria tan sólo se cuenta con datos referentes a localizaciones en cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros (ver Altonaga *et al.*, 2008), a partir de los cuales se ha elaborado la Figura III.1. Sin embargo, como reconoce Altonaga *et al.* (2008), los muestreos con los que se ha elaborado dicho mapa no fueron muy exhaustivos, por lo que muy probablemente parte de las zonas identificadas sin presencia de *E. quimperiana* realmente cuenten con poblaciones no caracterizadas en dichos muestreos. Así, diversos autores opinan que *E. quimperiana* se encuentra ampliamente distribuido por toda Cantabria, pudiendo ocupar la práctica totalidad del territorio regional y, por lo tanto, de su distribución potencial (Altonaga *et al*., 2008; Rosa, com. personal).

Atendiendo a la bibliografía se considera que el área de distribución potencial de *E. quimperiana* podría cubrir gran de la región, desde el nivel del mar hasta los 1000 metros de altitud (Larraz & Jordana, 1984), debiéndose confirmar la potencialidad de la zona de Valdeolea para albergar poblaciones de esta especie. Sin embargo, su presencia está muy ligada a factores ambientales que actúan a nivel de microhábitat, ya que requiere de zonas húmedas, umbrías y generalmente con presencia de abundante vegetación atlántica (Kerney *et al.*, 1983). Debido a que no se dispone de la información necesaria para definir de manera exacta la distribución potencial de *E. quimperiana* en Cantabria, en la Figura III.1 tan solo se representa, a partir de los datos aportados por Altonaga *et al.* (2008), la distribución de las poblaciones de esta especie que aparecen ligadas a los ambientes acuáticos en Cantabria.

Se puede concluir que, pese a que existen indicios que apuntan a que el área de distribución actual de *E. quimperiana* puede mostrar valores cercanos a los de referencia (Altonaga *et al.*, 2008), no se dispone de datos suficientes para confirmar esta hipótesis. Igualmente, tampoco se dispone de los datos necesarios para evaluar la tendencia temporal que muestra el área de distribución de esta especie, tanto en hábitats propios de medios terrestres como en los ligados a medios acuáticos. Por lo tanto, el diagnóstico del área de distribución de *E. quimperiana* en los espacios acuáticos de Cantabria recibe un resultado de **"desconocido"**.

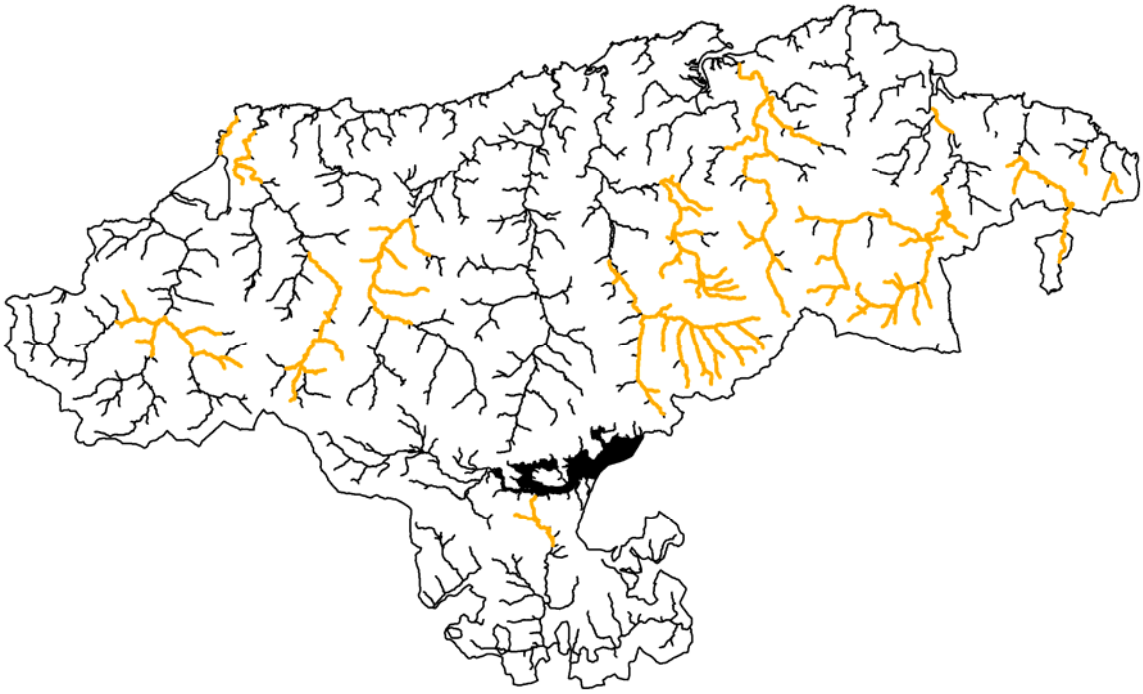


Figura III.1. Posible área de distribución actual de *Elona quimperiana* (naranja). En negro se muestra el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *E. quimperiana* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Actualmente no se dispone de la información necesaria para determinar el diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *E. quimperiana*, ni en lo referente al tamaño actual de

cada una de ellas (1), ni en cuanto a su tendencia temporal (2 y 3). Por lo tanto, se considera que el diagnóstico referido al tamaño de las poblaciones de *E. quimperiana* es "**desconocido**".

Estructura

En cuanto a la estructura de las poblaciones de *E. quimperiana*, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Productividad.
2. Densidad de individuos.

Para evaluar estas variables poblaciones se debe monitorizar un número representativo del total de las poblaciones identificadas en Cantabria. Dichas poblaciones se seleccionarán al azar, de manera que los resultados obtenidos en su diagnóstico se puedan extrapolar al conjunto de las poblaciones inventariadas.

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor y la supervivencia de la descendencia. Así, la productividad de una determinada población de *E. quimperiana* se puede caracterizar a partir de dos variables poblacionales: el número de individuos que nacen cada temporada y el porcentaje de ellos que llegan a la edad adulta. Debido a la falta de datos referentes a poblaciones de *E. quimperiana* en buen estado, o en estado de referencia, en la región de Cantabria, habría que determinar, mediante la toma de datos en el campo, o mediante consulta bibliográfica, los valores umbrales que definan el número de descendientes que debe tener una población de *E. quimperiana* para garantizar su mantenimiento a largo plazo. Igualmente, se debería determinar el número de caracoles que debe llegar a la edad adulta (concha mayor de 23 mm).

Debido a la inexistencia de datos, la productividad de las poblaciones de *E. quimperiana* se ha diagnosticado "**desconocida**".

Densidad de individuos

Para evaluar la densidad de individuos se tiene en cuenta el valor de referencia aportado por Daguzan & Gloaguen (1986). Estos autores indican que el número de individuos que muestra una población de *E. quimperiana* en buen estado está siempre por encima de los 30 ejemplares, considerando un área de 25 m^2 (1,2 individuos/m^2), llegando hasta los 60 (2,4 individuos/m^2) en época de cría (primavera y otoño). Debido a la inexistencia de datos sobre la abundancia de individuos en las poblaciones de *E. quimperiana*, esta variable se ha diagnosticado "**desconocida**".

Dada la dificultad para estimar la productividad de las poblaciones de esta especie se podrá emitir un diagnóstico del tamaño y la estructura de las poblaciones de *E. quimperiana* cuando se disponga de datos suficientes para valorar su tamaño (número de individuos) o densidad (número de individuos/unidad de superficie), aunque se aconseja

la incorporación de las 3 variables poblacionales (tamaño, densidad y productividad) en el diagnóstico.

Vulnerabilidad

En este punto se trata exclusivamente la vulnerabilidad de las poblaciones asociadas a los ecosistemas acuáticos, por lo que no se aborda la vulnerabilidad de las poblaciones localizadas en hábitats estrictamente terrestres.

A continuación se muestra la sensibilidad que muestra *E. quimperiana* frente a los distintos tipos de presiones consideradas en este diagnóstico (Tabla III.1).

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	2
	Vertidos urbanos	2
	Vertidos acuáticos difusos	2
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	1
	Cortas de meandro	2
	Coberturas fluviales	2
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	2
	Fijación de márgenes	3
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	1
	Azudes	1
	Presas	2
	Vados	1
	Puentes	1
	Estaciones aforo	1
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	4
	Retornos de caudal	1
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	4
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	1

Tabla III.1. Sensibilidad de *Elona quimperiana* frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Altonaga *et al.* (2008).

Como se ha comentado con anterioridad, el área de distribución de *E. quimperiana* que se representa en este documento pudiera estar sesgada con respecto a la distribución real que la especie muestra en Cantabria. Sin embargo, se considera un área adecuada para poder obtener resultados representativos y extrapolables a la vulnerabilidad que muestra la especie en el total de su área de distribución, en los espacios acuáticos de la región. Tras aplicar la metodología considerada (ver Documento Normativo), las poblaciones de *E. quimperiana* asociadas a los ecosistemas acuáticos de Cantabria se determinan "**no vulnerables**" frente a las presiones antrópicas consideradas (Figura III.2).

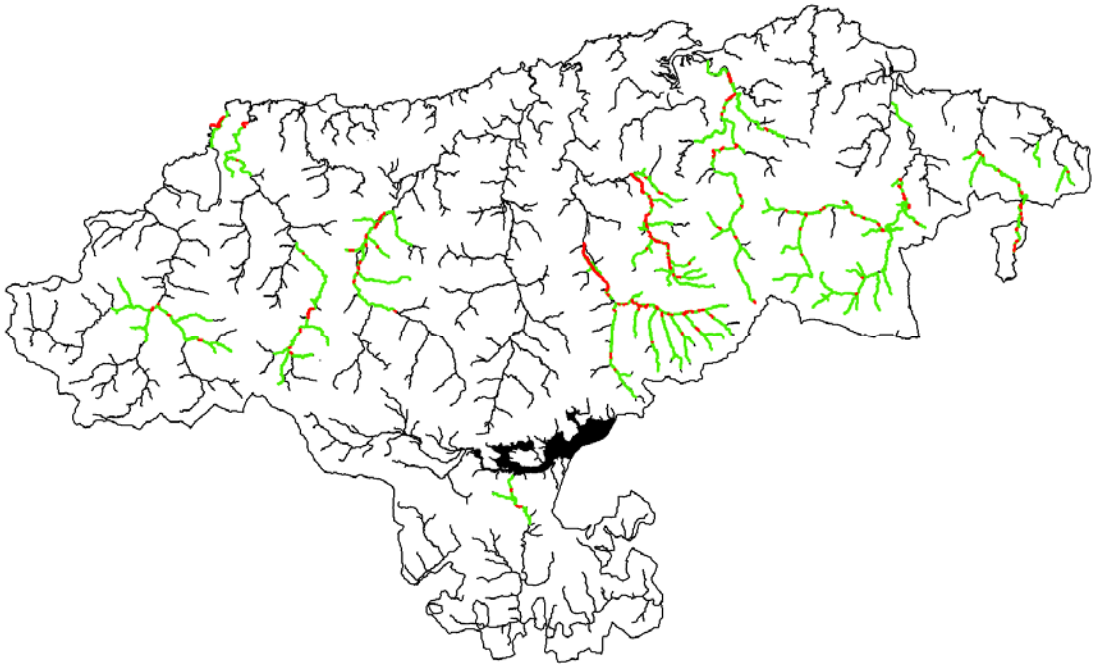


Figura III.2. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de *Elona quimperiana* en Cantabria. En rojo se representan las zonas donde la especie se muestra vulnerable frente a las presiones antrópicas y en verde los tramos donde no se muestra vulnerable.

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Elona quimperiana* en los espacios acuáticos de Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Altonaga, K., Prieto, C.E. & Puente, A.I. 2008. Monografía XXXVIII. Caracol de Quimper (*Elona quimperiana*).En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Daguzan, J. & Gloaguen, J.C. 1986. Contribution a l'écologie d'*Elona quimperiana* (de Férussac; Gastéropode Pulmoné Stylomatophore) en Bretagne Occidentale. Haliotis 15: 17-30.

Kerney, M.P., Cameron, R.A.D. & Jungbluth. J.H. 1983. Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. P. Parey. Hamburg und Berlin. 384 pp.

Larraz, M. L. & Jordana, R. 1984. Moluscos terrestres de Navarra (Mollusca: Gastropoda) y descripción de *Xeroplexa blancae* n. sp. (F. Helicidae). Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra, Serie de Zoología, 11: 1-65.

Especie 1044. *Coenagrion mercuriale*

Área de distribución

El área de distribución de *Coenagrion mercuriale* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

Actualmente se dispone de muy pocas citas de la especie en Cantabria debido principalmente a la falta de estudios específicos sobre odonatos en la región (Ocharan & Ocharan, 2008). Con la escasez de citas de las que se dispone (Ocharan, 1987; Ocharan & Ocharan, 2008; San Román, datos inéditos) se ha elaborado un mapa sobre su distribución actual en Cantabria (Figura III.3), aunque como se ha indicado anteriormente, dicho mapa solo puede considerarse como una aproximación incompleta a la distribución real que actualmente presenta *C. mercuriale* en la región.

Ocharan & Torralba (2004) indican que *C. mercuriale* es capaz de habitar prácticamente cualquier medio acuático en el Principado de Asturias, desde el nivel del mar hasta los 700 metros de altitud, aunque debido al carácter predominantemente léntico de sus larvas evita las corrientes escarpadas y con elevadas velocidades, mostrando predilección por arroyos, canales y riachuelos de escasa entidad. Sin embargo, esta especie también puede habitar en ejes fluviales de mayor entidad, ya que las larvas de *C. mercuriale* pueden aparecer en este tipo de ríos cuando cuentan con brazos marginales, o con zonas de remansos, donde las condiciones hidráulicas son menos reófilas. Debido a que no se dispone de la información necesaria para definir de manera exacta la distribución potencial de *C. mercuriale* en Cantabria, en la Figura III.3 tan solo se representa, a partir de los datos aportados por Ocharan (1987), Ocharan & Ocharan (2008) y San Román, (Datos inéditos), una aproximación para identificar la distribución de las poblaciones de esta especie que se han identificado en los espacios acuáticos en Cantabria.

Ya que no se dispone de suficientes datos para establecer el área, tanto potencial como real, de *C. mercuriale* en Cantabria, así como para evaluar la tendencia temporal de su distribución, el diagnóstico de este indicador en los espacios acuáticos de Cantabria recibe un resultado de "**desconocido**".

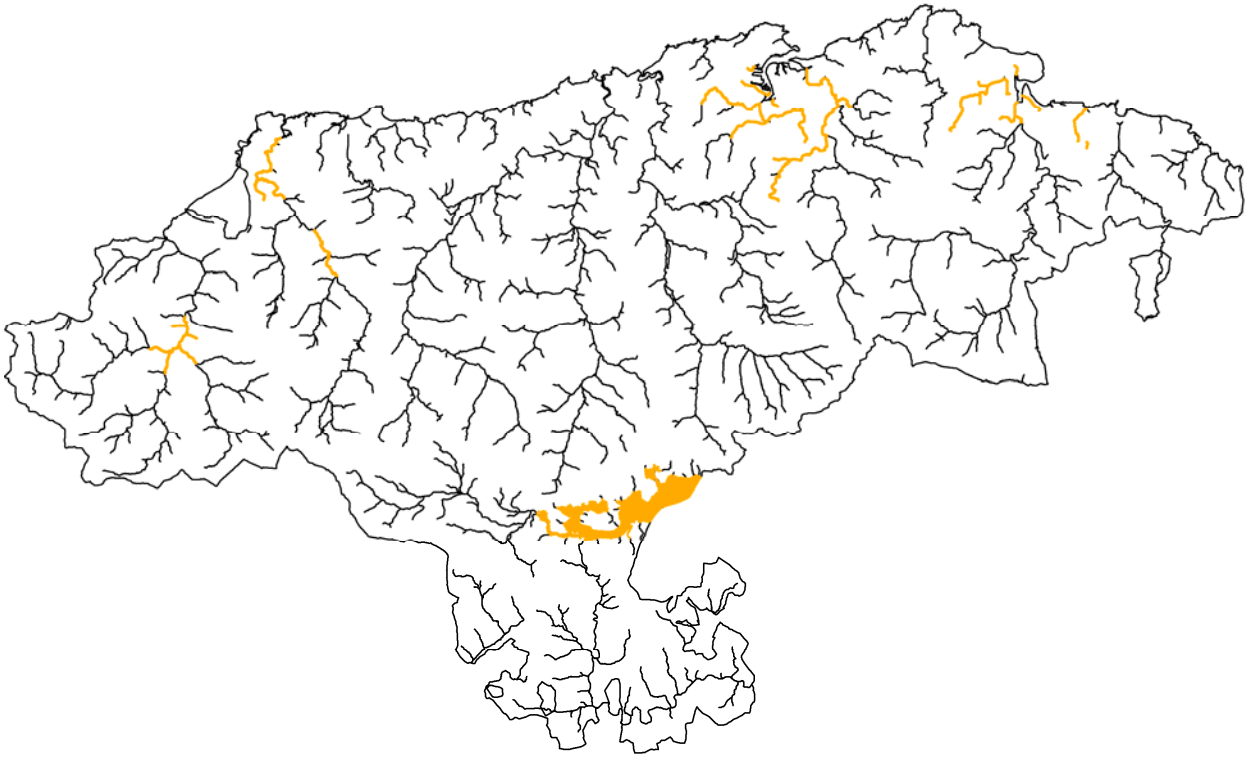


Figura III.3. Posible área de distribución actual de *Coenagrion mercuriale* (naranja). En negro se muestra el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *C. mercuriale* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Actualmente no se dispone de la información necesaria para determinar el diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *C. mercuriale*, ni en lo referente al tamaño actual de cada una de ellas (1), ni en cuanto a su tendencia temporal (2 y 3). Por lo tanto, se considera que el diagnóstico referido al tamaño de las poblaciones de *C. mercuriale* es "**desconocido**".

Estructura

En cuanto a la estructura de las poblaciones de *C. mercuriale*, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Productividad.
2. Densidad de individuos.

Para evaluar estas variables poblaciones se debe monitorizar un número representativo del total de las poblaciones identificadas en Cantabria. Dichas poblaciones se seleccionarán al azar, de manera que los resultados obtenidos en su diagnóstico se puedan extrapolar al conjunto de las poblaciones inventariadas.

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor y la supervivencia de la descendencia. Así, la productividad de una determinada población de *C. mercuriale* se puede caracterizar considerando la mortalidad en la eclosión de los huevos, la mortalidad en la fase larvaria y la mortalidad en la fase adulta. Teniendo en cuenta la dificultad para medir la tasa de mortalidad, tanto en la etapa de eclosión, como en la fase larvaria, se propone el análisis de la mortalidad en los adultos. Según Corbett (1999), tasas de mortalidad superiores al 25% en machos y al 15% en hembras indican que esta variable se debe diagnosticar como "insuficiente".

Debido a la inexistencia de datos, la productividad de las poblaciones de *C. mercuriale* se ha diagnosticado "**desconocida**".

Densidad de individuos

Debido a la inexistencia de datos para evaluar la densidad poblacional, se deben caracterizar poblaciones de *C. mercuriale* en buen estado de conservación, para poder determinar el rango abundancia/densidad de individuos que muestran las poblaciones en buen estado de conservación. Por lo tanto, debido a la inexistencia de datos sobre la abundancia/densidad de individuos en las poblaciones de *C. mercuriale* en Cantabria, esta variable se ha diagnosticado "**desconocida**".

Dada la dificultad para estimar la productividad de las poblaciones de esta especie, se podrá emitir un diagnóstico del tamaño y la estructura de las poblaciones de *C. mercuriale* cuando se disponga de datos suficientes para valorar su tamaño (número de individuos) o densidad (número de individuos/unidad de superficie), aunque se aconseja la incorporación de las 3 variables poblacionales (tamaño, densidad y productividad) en el diagnóstico.

La posible realización de campañas de campo para determinar el área de distribución de *C. mercuriale* en la región, así como para caracterizar poblaciones de esta especie, deberá llevarse a cabo atendiendo a la metodología de muestreo propuesta por Verdú & Galante (2007).

Vulnerabilidad

A continuación se muestra la sensibilidad que muestra *C. mercuriale* frente a los distintos tipos de presiones consideradas en este diagnóstico (Tabla III.2).

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	3
	Vertidos acuáticos difusos	3
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	1
	Cortas de meandro	2
	Coberturas fluviales	3
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	3
	Fijación de márgenes	3
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	1
	Azudes	1
	Presas	2
	Vados	2
	Puentes	1
	Estaciones aforo	2
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	4
	Retornos de caudal	2
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	1

Tabla III.2. Sensibilidad de *Coenagrion mercuriale* frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Ocharan & Ocharan (2008).

Debido a la escasa representatividad del área tratada con respecto a la posible distribución real de la especie en Cantabria, los resultados que se aportan en este punto se deben tomar con suma precaución. Estos resultados se deben considerar como una primera aproximación a este respecto, más aun si se tiene en cuenta la predilección de la especie por los cursos de agua de escasa entidad, sobre los que actualmente no se dispone de un inventario de presiones antrópicas adecuado.

Teniendo en cuenta esta premisa y tras aplicar la metodología considerada (ver Documento Normativo), las poblaciones de *C. mercuriale* asociadas a los ecosistemas acuáticos de Cantabria se determinan "**no vulnerables**" frente a las presiones antrópicas descritas en la Tabla III.2 (Figura III.4).

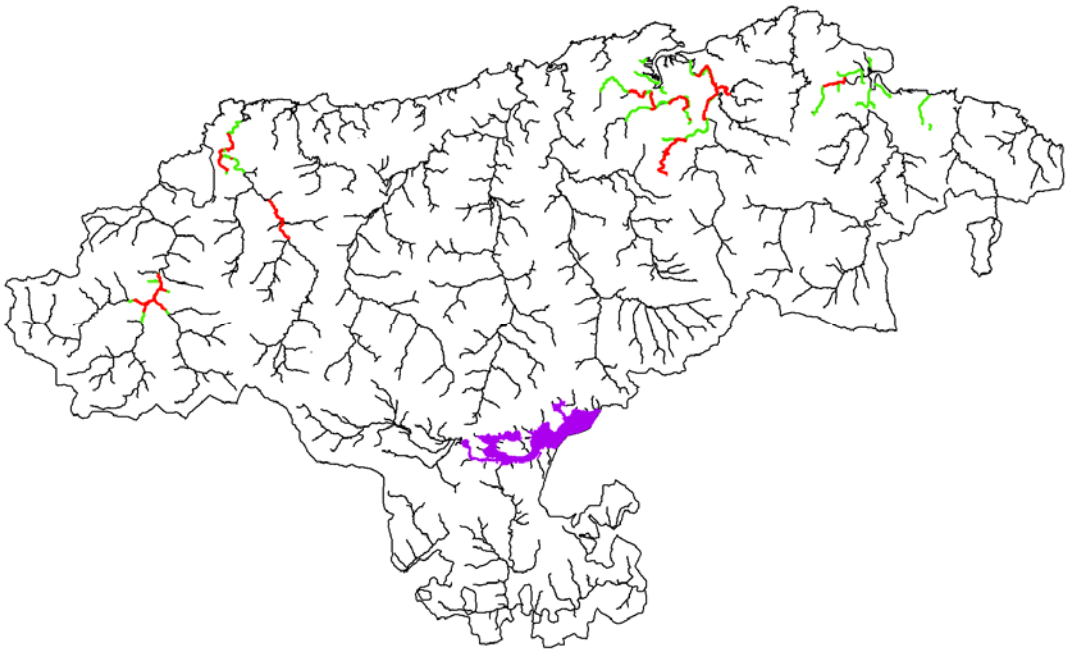


Figura III.4. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de *Coenagrion mercuriale* en Cantabria. En rojo se representan las zonas donde la especie se muestra vulnerable frente a las presiones antrópicas y en verde los tramos donde no se muestra vulnerable. El color morado representa zonas donde no se ha podido evaluar la vulnerabilidad de la especie.

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Coenagrion mercuriale* en los espacios acuáticos de Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Corbet, P.S. 1999. Dragonflies. Beahaviour and Ecology of Odonata. Harley Books, Colchester. 829 pp.

Ocharan, F.J. 1987. Los Odonatos de Asturias y de España. Aspectos sistemáticos y faunísticos. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo, 983 pp.

Ocharan, F.J. & A., Torralba. 2004. La relación entre los odonatos y la altitud; El caso de Asturias (Norte de España) y la Península Ibérica (Odonata). Bol. S.E.A. 35: 103-116.

Ocharan, R. & F. J. Ocharan. 2008. Monografía XXXVI. *Coenagrion mercuriale*. En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Verdú, J.R & Galante, E. 2007. Sistema de seguimiento de los invertebrados de España. En: Diseño y aplicación del sistema de seguimiento de la biodiversiadd española. Informe Inédito. MMARM

Especie 1083. *Lucanus cervus* (ciervo volante)

Lucanus cervus es una especie terrestre que, por sus requerimientos ecológicos (p.e. recursos tróficos), aparece frecuentemente asociada a las inmediaciones de cursos de agua o humedales (p.e. bosque de ribera). En este Plan Marco se realiza un diagnóstico del estado de conservación de las poblaciones de *L. cervus* que aparecen asociadas a los ecosistemas acuáticos de Cantabria. Para emitir un diagnóstico más robusto del estado de conservación de esta especie habría que completar la presente evaluación con información referente a las poblaciones localizadas en otros hábitats terrestres, no asociados a ecosistemas acuáticos superficiales.

Área de distribución

El área de distribución de *L. cervus* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

Actualmente no existe ningún estudio que aporte información precisa y actualizada para definir el área de distribución actual de *L. cervus* en Cantabria, tanto en lo referente a su distribución en hábitats ligados a medios acuáticos, como en hábitats puramente terrestres. Sin embargo, se ha descrito que es una especie muy frecuente que parece estar presente en toda la región (Proyecto Ciervo Volante, 1996; Méndez iglesias & Quiroz Menéndez, 2005; Bahillo, 2008).

Esta especie se vincula tanto a bosques de frondosas (incluidos los de zonas riparias), como a zonas más abiertas, incluyendo en ocasiones áreas urbanas (Méndez-Iglesias & Quiroz-Menéndez, 2005; Bahillo, 2008; Thomaes et al, 2008), por lo que su área de distribución potencial en la región parece ser muy amplia.

Pese a que se ha descrito como una especie muy abundante en la región, la falta de datos sistemáticos y concretos hacen que este indicador del estado de conservación reciba un diagnóstico de **"desconocido"**.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *L. cervus* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Actualmente no se dispone de la información necesaria para dignosticar adecuadamente el tamaño de las poblaciones de *L. cervus*, ni en lo referente al tamaño actual de cada una de ellas (1), ni en cuanto a su tendencia temporal (2 y 3). Por lo tanto, se considera que el diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *L. cervus* es "**desconocido**".

Estructura

Debido a que no se han encontrado descripciones sobre la estructura de las poblaciones de *L. cervus*, así como ninguna propuesta de variables poblacionales que identifiquen el estado de conservación o viabilidad de las mismas, para esta especie sólo se evalúa el tamaño de sus poblaciones dentro de este bloque indicador.

La posible realización de campañas de campo para determinar el área de distribución de *L. cervus* en la región, así como para caracterizar poblaciones de esta especie, deberá llevarse a cabo atendiendo a la metodología de muestreo propuesta por Verdú & Galante (2007).

Vulnerabilidad

A continuación se muestra la sensibilidad que muestra *L. cervus* frente a los distintos tipos de presiones consideradas en este diagnóstico (Tabla III.3).

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	1
	Vertidos urbanos	1
	Vertidos acuáticos difusos	1
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	3
	Cortas de meandro	1
	Coberturas fluviales	1
	Conducciones / Canalizaciones	1
	Motas	1
	Fijación del lecho	1
	Fijación de márgenes	2
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	1
	Azudes	1
	Presas	2
	Vados	1
	Puentes	1
	Estaciones aforo	1
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	1
	Retornos de caudal	1
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	4
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	1

Tabla III.3. Sensibilidad de *Lucanus cervus* frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Bahillo (2008).

Debido a la naturaleza terrestre de *L. cervus*, las presiones antrópicas consideradas en este apartado, es decir, aquéllas que afectan a los ecosistemas acuáticos, no son muy determinantes a la hora de establecer la vulnerabilidad de esta especie, por lo que para realizar un buen diagnóstico de su vulnerabilidad habría que considerar las presiones propias del medio terrestre, entre las que destacan: la pérdida de superficie forestal (especialmente de quercíneas), la quema y limpieza de zonas forestales, así como los cambios en los usos del suelo.

La vulnerabilidad de sus poblaciones frente a las presiones antrópicas se ha diagnosticado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Lucanus cervus* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Bahillo, P. 2008. Monografía XXXII. Ciervo volante (*Lucanus cervus*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Méndez Iglesias, M. & A. R. Quirós Menéndez. 2005. Vida en la madera muerta: los escarabajos lucánidos de Cantabria. Locustella 3: 9-18.

Proyecto Ciervo Volante. 1996. Biología del Ciervo Volante: de lo poco conocido y lo mucho por conocer. Boletín de la SEA 15: 19-23.

Thomaes, A., T. Kervyn & D. Maes. 2008. Applying species distribution modelling for the conservation of the threatened saproxylic Stag Beetle (*Lucanus cervus*). Biological Conservation 141:1400-1410.

Verdú, J.R & Galante, E. 2007. Sistema de seguimiento de los invertebrados de España. En: Diseño y aplicación del sistema de seguimiento de la biodiversiadd española. Informe Inédito. MMARM.

Especie 1088. *Cerambyx cerdo*

Cerambyx cerdo es una especie terrestre que, por sus requerimientos ecológicos (p.e. recursos tróficos), aparece frecuentemente asociada a las inmediaciones de cursos de agua o humedales (p.e. bosque de ribera). En este Plan Marco se realiza un diagnóstico del estado de conservación de las poblaciones de *C. cerdo* que aparecen asociadas a los ecosistemas acuáticos de Cantabria. Para emitir un diagnóstico más robusto del estado de conservación de esta especie habría que completar la presente evaluación con información referente a las poblaciones localizadas en otros hábitats terrestres, no asociados a ecosistemas acuáticos superficiales.

Área de distribución

El área de distribución de *C. cerdo* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

Actualmente no existe ningún estudio que aporte información precisa sobre la localización de las poblaciones de *C. cerdo* en Cantabria, por lo que resulta imposible determinar su área de distribución en la región, tanto en hábitats ligados a medios acuáticos, como en hábitats puramente terrestres. Sin embargo, se sabe que en Cantabria es una especie relativamente frecuente en la franja costera, apareciendo con menor frecuencia en el interior de la región (Bahillo & Martínez, 2003; Bahillo, 2008). Esta especie se encuentra fuertemente ligada a la presencia de especies del género *Quercus* (en Cantabria fundamentalmente *Q. robur* y *Q. ilex*), aunque también aparece en bosques dominados por otras frondosas y en pies de árboles aislados, incluso en ambientes muy antropizados (Bahillo, 2008). Por lo que se puede considerar que su área de distribución potencial en Cantabria es muy extensa. Pese a que se ha descrito como una especie muy abundante en la región, la falta de datos sistemáticos y concretos no permiten realizar un diagnóstico adecuado del área de distribución de *C. cerdo* en Cantabria, por lo que este indicador recibe un diagnóstico **"desconocido"**.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *C. cerdo* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Actualmente no se dispone de la información necesaria para determinar el diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *C. cerdo*, ni en lo referente al tamaño actual de cada una de ellas (1), ni en cuanto a su tendencia temporal (2 y 3). Por lo tanto, se considera que el diagnóstico referido tanto al tamaño de las poblaciones como a su tendencia temporal es "**desconocido**".

Estructura

Debido a que no se han encontrado descripciones sobre el tamaño y la estructura de las poblaciones de *C. cerdo*, así como ninguna propuesta de variables poblacionales que identifiquen el estado de conservación o viabilidad de las mismas, para esta especie sólo se evalúa el tamaño de sus poblaciones dentro de este bloque.

La posible realización de campañas de campo para determinar el área de distribución de *C. cerdo* en la región, así como para caracterizar poblaciones de esta especie, deberá llevarse a cabo atendiendo a la metodología de muestreo propuesta por Verdú & Galante (2007) para monitorizar poblaciones de coleópteros saproxílicos.

Vulnerabilidad

A continuación se muestra la sensibilidad que muestra *C. cerdo* frente a los distintos tipos de presiones consideradas en este diagnóstico (Tabla III.4).

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	1
	Vertidos urbanos	1
	Vertidos acuáticos difusos	1
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	3
	Cortas de meandro	1
	Coberturas fluviales	1
	Conducciones / Canalizaciones	1
	Motas	1
	Fijación del lecho	1
	Fijación de márgenes	2
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	1
	Azudes	1
	Presas	2
	Vados	1
	Puentes	1
	Estaciones aforo	1
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	1
	Retornos de caudal	1
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	4
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	1

Tabla III.4. Sensibilidad de *Cerambyx cerdo* frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Bahillo (2008).

Debido a la naturaleza terrestre de *C. cerdo*, las presiones antrópicas consideradas en este apartado, aquellas que afectan a los ecosistemas acuáticos, no son muy

determinantes en establecer la vulnerabilidad de esta especie frente a las presiones antrópicas, por lo que para realizar un buen diagnóstico de su vulnerabilidad habría que considerar las presiones propias del medio terrestre, entre las que destaca la pérdida de superficie forestal (especialmente de quercíneas), la quema y limpieza de zonas forestales, así como los cambios en los usos del suelo.

Debido a la inexistencia de datos que reflejen la distribución actual de la especie, la vulnerabilidad de sus poblaciones frente a las presiones consideradas se ha diagnosticado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Cerambyx cerdo* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Bahillo, P. 2008. Monografía XXX. Gran capricornio de la encina (*Cerambyx cerdo*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Bahillo, P. & R. Martínez. 2003. Guía de Coleópteros de Cantabria. Gobierno de Cantabria. Santander. 240 pp.

Verdú, J.R & Galante, E. 2007. Sistema de seguimiento de los invertebrados de España. En: Diseño y aplicación del sistema de seguimiento de la biodiversidad española. Informe Inédito. MMARM.

Especie 1102. *Alosa alosa* (sábalo)

Área de distribución

El área de distribución de *Alosa alosa* se evalúa atendiendo a su rango de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

La distribución actual del sábalo en Cantabria se ha determinado considerando la longitud comprendida entre la desembocadura y las localizaciones donde se han recolectado ejemplares de la especie (Antón *et al*., 2008). Como área de distribución potencial se han incluido los estuarios y cauces principales de la red hidrográfica con vertiente Cantábrica. En el área de distribución potencial no se han incluido ejes tributarios puesto que los adultos desovan en los cursos principales, evitando los ejes de menor entidad (Boisneau et al., 1990; Serdio, 2008). El límite de distribución potencial en el Río Nansa está delimitado por un salto de agua natural, cercano a la localidad de Rozadío, el cual impide remontar a los ejemplares de sábalo hacia zonas más altas de la cuenca. El área de distribución potencial del sábalo en el resto de cuencas Cantábricas queda cercana a las zonas de cabecera, ya que no aparecen saltos de agua naturales de gran entidad.

Parece haber evidencias de que cada cuenca utilizada por la especie posee una población característica y diferenciada del resto a nivel genético (Quignard & Douchement, 1991). Sin embargo, los resultados de otros estudios confirman una escasa diferenciación genética (Alexandrino & Boisneau, 2000). Hasta que se realicen estudios que puedan corroborar la diferenciación o no de las poblaciones de los ríos Cantábricos, en el presente diagnóstico se considera que los 3 ríos Cantábricos en los que se reproduce actualmente el sábalo cuentan con 3 poblaciones diferenciadas (Tabla III.5).

Cuenca	Longitud ocupada (km)	Longitud potencial (km)	Pérdida (%)	Evaluación
Agüera	0	32	Extinto	Insuficiente
Asón	13	61	78,7	Insuficiente
Campiazo	0	19	Extinto	Insuficiente
Miera	10	33	70,4	Insuficiente
Pas–Pisueña	24	94	74,9	Insuficiente
Saja-Besaya	0	101	Extinto	Insuficiente
Escudo	0	19	Extinto	Insuficiente
Nansa	0	28	Extinto	Insuficiente
Deva	0	74	Extinto	Insuficiente
Total	**47**	**461**	**89,8**	**Insuficiente**

Tabla III.5. Longitud potencial y longitud ocupada por el sábalo (*Alosa alosa*) en las cuencas de Cantabria. También se incluye el porcentaje de pérdida de longitud potencial respecto a la ocupada.

Los datos disponibles indican que, en la actualidad, el área de distribución del sábalo en Cantabria se ha contraído un 90% con respecto a su área de distribución potencial (Tabla III.5; Figura III.5). Además, el sábalo ha desaparecido de seis cuencas, que potencialmente podrían albergar poblaciones, y ha reducido su área de distribución en

torno al 75% en las cuencas en las que aún mantiene poblaciones reproductoras (Tabla III.5; Figura III.5).

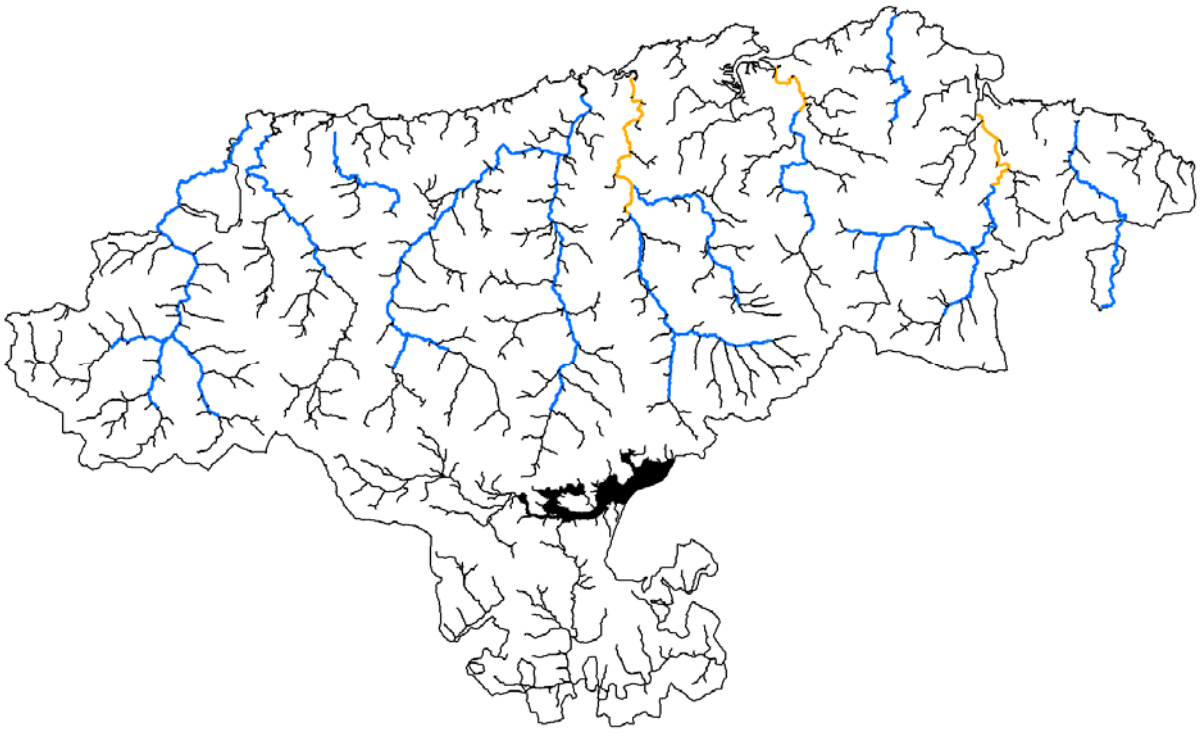


Figura III.5. Área de distribución actual del sábalo (*Alosa alosa*; naranja) frente a su área de distribución potencial, en azul oscuro. En negro se muestra el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Los resultados enunciados indican que, actualmente, el área de distribución del sábalo en Cantabria se ha reducido notablemente (90%), por lo que este indicador recibe una valoración **insuficiente** para el conjunto de Cantabria. Las poblaciones actuales, correspondientes a las cuencas del Asón, Miera y Pas-Pisueña, también presentan un área de distribución actual insuficiente si se evalúan de manera independiente.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *A. alosa* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Actualmente no se dispone de la información necesaria para determinar el diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *A. alosa*, ni en lo referente al tamaño actual de cada

una de ellas (1), ni en cuanto a su tendencia temporal (2 y 3). Por lo tanto, se considera que el diagnóstico referido al tamaño de las poblaciones de sábalo es "**desconocido**".

Estructura

La estructura de las poblaciones de sábalo se valora atendiendo a diversas variables poblacionales que incorporan los distintos aspectos que definen la dinámica poblacional de la especie.

1. Reclutamiento.
2. Proporción de sexos.

Reclutamiento

El reclutamiento de una especie se define como la proporción de juveniles con respecto al total de la población. Este ratio es muy importante en la dinámica de las poblaciones, constituyendo un buen indicador del ingreso de nuevos individuos que aseguren su supervivencia. Para su cálculo es necesario conocer dos variables: el número de adultos y el número de juveniles. En el caso del sábalo implica la realización de muestreos en dos momentos diferentes. Uno en el momento en el que los adultos migran aguas arriba para realizar la freza y otro cuando los alevines migran aguas abajo. Ambos periodos están separados por escasas semanas. Debido a la gran variabilidad que muestra esta variable poblacional (Boisneau *et al.*, 2008), su valor de referencia deberá establecerse tras la obtención de datos durante una serie de años suficientemente representativa. Actualmente no existe información para establecer un valor de referencia para esta variable.

Debido a la inexistencia de datos, el reclutamiento en las poblaciones cantábricas de *A. alosa* se ha diagnosticado "**desconocido**".

Proporción de sexos

La proporción de sexos, expresada como el número de machos entre el número de hembras, suele ser equilibrada en las poblaciones de sábalo (Maitland & Lyle, 2005; Acolas *et al.*, 2006). Así, se establece que este indicador se considerada favorable cuando el ratio queda comprendido entre 0,5 y 1,5. La población de la cuenca del Río Asón presenta una proporción de 3:1. Sin embargo, se trata de un dato muy puntual que deberá ser contrastado con la información que se obtenga en futuros trabajos de monitorización de la especie en ríos cantábricos. Para la población del Río Pas no existe información relativa a este indicador. Por lo tanto, la proporción de sexos en las poblaciones cantábricas de *A. alosa* se ha diagnosticado "**desconocido**".

Debido a la dificultad para estimar alguna de las variables propuestas, se podrá emitir un diagnóstico del tamaño y la estructura de las poblaciones de *A. alosa* cuando se disponga de datos suficientes para valorar su tamaño (número de individuos) y alguna de las 2 variables que definen la estructura de las poblaciones (reclutamiento, proporción de

sexos), aunque para obtener un resultado más robusto se aconseja incorporar todas las variables poblaciones propuestas.

La posible realización de campañas de campo para caracterizar poblaciones de *A. alosa* en Cantabria, con la finalidad de obtener datos para completar el presente diagnóstico, deberán llevarse a cabo atendiendo a la metodología propuesta por Doadrio *et al.* (2007) para el seguimiento de los peces continentales de España.

Vulnerabilidad

En la Tabla III.6 se muestran los valores de sensibilidad del sábalo frente a las presiones antrópicas consideradas.

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	2
	Vertidos acuáticos difusos	2
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	1
	Cortas de meandro	3
	Coberturas fluviales	4
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	4
	Fijación de márgenes	4
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	3
	Azudes	4
	Presas	4
	Vados	3
	Puentes	2
	Estaciones aforo	4
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	4
	Retornos de caudal	2
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	4

Tabla III.6. Sensibilidad del sábalo (*Alosa alosa*) frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Serdio (2008).

Tras aplicar la metodología expuesta se obtiene que todas las poblaciones de sábalo en Cantabria se consideran vulnerables frente a las presiones antrópicas (Tabla III.7; Figura III.6). De las tres poblaciones, la localizada en el Río Miera es la menos vulnerable, pero también es la que dispone de una menor longitud fluvial. En conjunto las poblaciones de sábalo se muestran vulnerables en el 80% de la longitud que ocupan en Cantabria.

Cuenca	Longitud ocupada (km)	Longitud total vulnerable (km)	Porcentaje vulnerable (sensible)	Porcentaje Vulnerable (muy sensible)	Vulnerabilidad
Asón	13	8	0	68	Vulnerable
Miera	10	3	0	27	Vulnerable
Pas-Pisueña	24	19	8	80	Vulnerable

Tabla III.7. Proporción del área de distribución actual (expresada como longitud fluvial y estuarina) afectada por presiones frente a las que el sábalo (*Alosa alosa*) se muestran vulnerable.

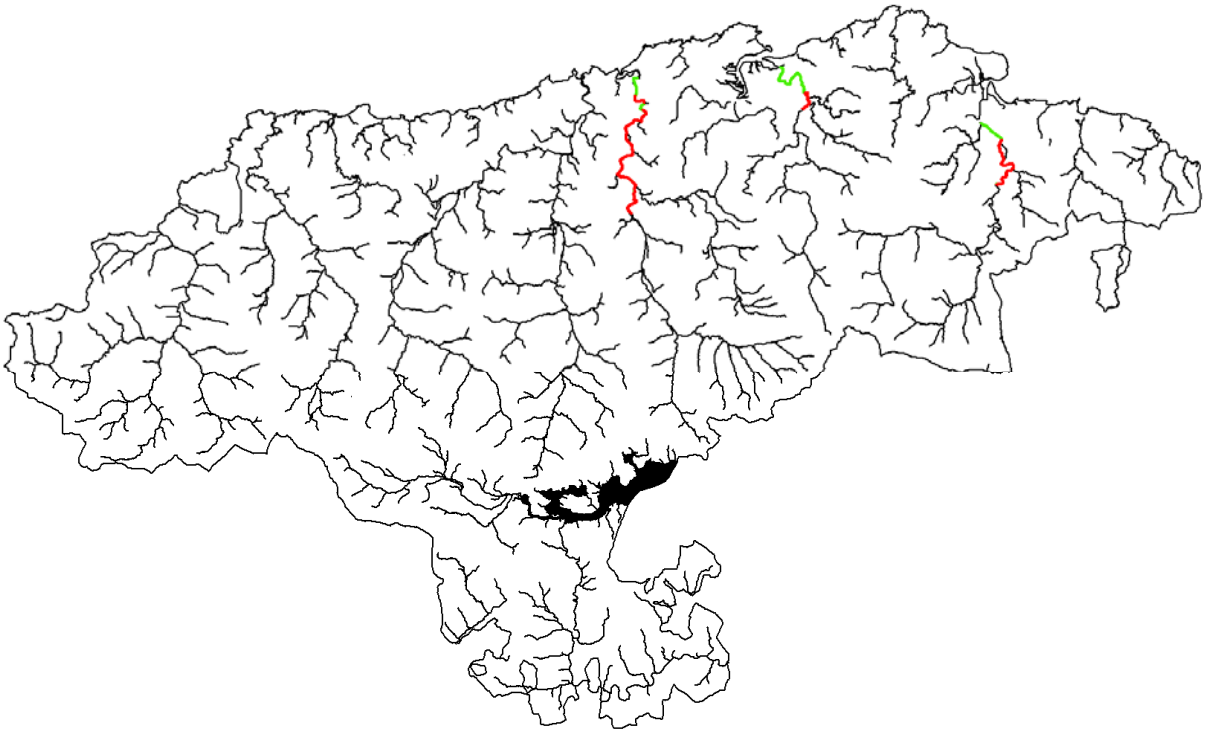


Figura III.6. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de sábalo (*Alosa alosa*) en Cantabria. En rojo se representan las zonas de río donde los sábalos se muestran vulnerables frente a las presiones antrópicas y en verde los tramos donde estas poblaciones no se muestran vulnerables.

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Alosa alosa* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Acolas, M. L., Véron, V., Jourdan, H., Bégout, M. L., Sabatié, M. R, & J. L., Baglinière. 2006. Upstream migration and reproductive patterns of a population of allis shad in a small river (L'Aulne, Brittany, France). ICES Journal of Marine Science 63:476-484.

Alexandrino, P.J. & P., Boisneau. 2000. Diversité génétique. En: Baglinière, J.L., Elie, P. (Eds). *Les Aloses* (Alosa alosa *et* Alosa fallax *spp*.) Cemagref Editions. INRA, Paris, 179–196.

Antón, A., García-Arberas, L. & A., Rallo. 2008. Asistencia técnica para el diagnóstico del estado de conservación de los peces continentales de la Directiva Hábitat en Cantabria: Lamprea marina (*Petromyzon marinus*) y Sábalo (*Alosa alosa*)". Informe para el Gobierno de Cantabria. Campaña 2007. 94 pp.

Boisneau, P., Mennesson C., & JL., Baglinière. 1990. Description d'une frayère et comportement de réproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) dans le cours superieur de la Loire (France). Bull. Fr. Pêche Piscic. 316, 15–23.

Boisneau, C., Moatar, F., Bodin, M. & P., Boisneau. 2008. Does global warming impact on migration patterns and recruitment of Allis shad (*Alosa alosa* L.) young of the year in the Loire River, France? Hydrobiologia 602:179-186.

Doadrio, I., Perea, S., Pedraza-Lara, C. & Ornelas, P. 2007. Sistema de seguimiento de los peces continentales de España. MNCN. En: Diseño y aplicación del sistema de seguimiento de la biodiversiadd española. Informe Inédito MMARM.

Maitland, P.S. & A.A., Lyle. 2005. Ecology of Allis Shad *Alosa alosa* and Twaite Shad *Alosa fallax* in the Solway Firth, Scotland. Hydrobiologia 534.

Quignard, J.P. & C., Douchement. 1991. *Alosa alosa* (Linnaeus 1758). En: Hoestlandt, H. (Ed). The Freshwater fishes of Europe. Volume 2. *Clupeidae Anguillidae*. AULA-Verlag,Wiesbaden, 86–126.

Serdio, A. 2008. Monografía XXIV. Sábalo (*Alosa Alosa*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie 1106. *Salmo salar* (salmón atlántico)

A continuación se presenta el diagnóstico del estado de conservación de *Salmo salar* en Cantabria, el cual se desarrolla con mayor detalle en Barquín *et al*. (En prensa).

Área de distribución

El área de distribución de *Salmo salar* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial, considerándose "insuficiente" cuando el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

La distribución actual del salmón atlántico en Cantabria se ha determinado considerando la longitud comprendida entre la desembocadura y las localizaciones donde se hayan producido capturas por pescadores durante, al menos, los últimos 5 años. También se han considerado los tramos de río en los que se han obtenido capturas de salmones en muestreos de ictiofauna piscícola realizados mediante pesca eléctrica (Gobierno de Cantabria). Para estimar el rango de distribución potencial del salmón atlántico en Cantabria se ha combinado el rango de distribución histórica aportado por García de Leániz *et al.* (2001), conjuntamente con técnicas de modelado de hábitats. Estos modelos son capaces de predecir la presencia/ausencia de salmón en los distintos tramos de río considerados, utilizando variables ambientales a nivel de subcuenca (tramo) como variables predictoras (área, pendiente, altitud, precipitación media anual, usos del suelo y geología) en relación a la información biológica recogida en la campaña de monitoreo piscícola realizada en toda la red hidrográfica de Cantabria en verano de 2010 (variables respuesta). El modelo indicado se elaboró utilizando la técnica estadística denominada *Classification and Regression Trees* (CART; De'ath & Fabricius, 2000).

Tras aplicar esta metodología se obtuvo un área (longitud) de distribución potencial para el salmón en Cantabria de 558 km (considerando tanto longitud fluvial como estuarina), mientras que el área de distribución actual fue de 238 km (Tabla III.8). La distribución potencial de la especie coincide en gran medida con la propuesta por Serdio (2008).

Cuenca	Longitud ocupada (km)	Longitud potencial (km)	Pérdida (%)	Evaluación
Agüera	0	28	Extinto	Insuficiente
Asón	55	66	16,4	Favorable
Campiazo	0	20	Extinto	Insuficiente
Deva	47	76	38,8	Favorable
Escudo	0	21	Extinto	Insuficiente
Gandarilla	0	5	Extinto	Insuficiente
Miera	25	43	42,8	Insuficiente
Mioño	0	5	Extinto	Insuficiente
Nansa	16	59	72,7	Insuficiente
Pas-Pisueña	79	104	24,4	Favorable
Sabiote	0	5	Extinto	Insuficiente
Saja-Besaya	16	126	87,8	Insuficiente
Total	**238**	**558**	**57,5**	**Insuficiente**

Tabla III.8. Longitud potencial y longitud ocupada por el salmón atlántico (*Salmo salar*) en las cuencas de Cantabria. También se incluye el porcentaje de pérdida de longitud potencial respecto a la ocupada.

Estos datos indican que, en la actualidad, el área de distribución del salmón en Cantabria se ha contraído casi un 60% con respecto a su área de distribución potencial o de referencia (Tabla III.8; Figura III.7). Además, el salmón ha desaparecido de seis cuencas potencialmente salmoneras y ha reducido su área de distribución en más de un 40% en las cuencas de los ríos Saja-Besaya (88%), Nansa (73%) y Miera (43%). Las cuencas de los ríos Asón (16%), Pas-Pisueña (24%) y Deva (39%) son las cuencas que han mostrado una menor reducción del área de distribución del salmón (Tabla III.8; Figura III.7).

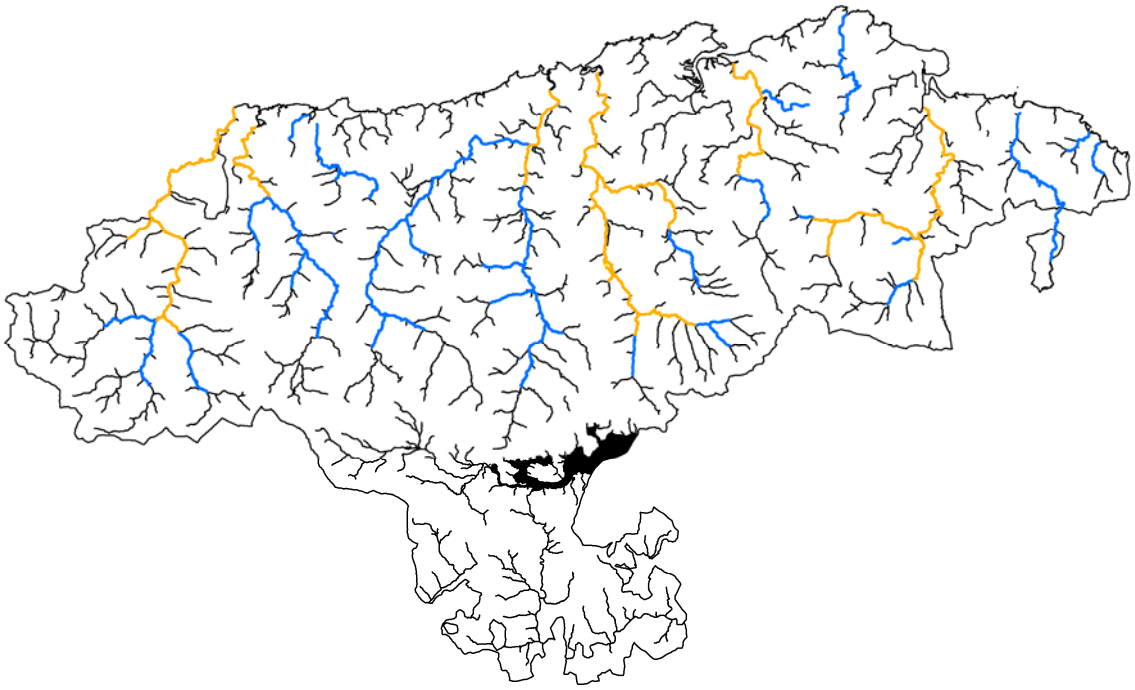


Figura III.7. Área de distribución actual del salmón (*Salmo salar*; naranja) frente a su área de distribución potencial (azul). En negro se muestra el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Los resultados enunciados indican que, actualmente, el área de distribución del salmón atlántico en Cantabria se ha reducido notablemente (57,5%), por lo que este indicador recibe una valoración **insuficiente** para el global de Cantabria. De las poblaciones actuales, se considera que las correspondientes a las cuencas del Asón, el Deva y el Pas-Pisueña presentan un área de distribución favorable. Por el contrario, el área de distribución de las poblaciones de las cuencas del Nansa, el Saja-Besaya y el Miera, se considera insuficiente.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *S. salar* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.

2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Para valorar el tamaño de las poblaciones de salmón se tendrá en cuenta el número de adultos. Esta variable poblacional está muy relacionada con la probabilidad de extinción que muestra una determinada especie, y se evalúa comparando la tendencia que muestran las capturas de adultos realizadas mediante pesca deportiva, en los ríos de Cantabria, en el periodo comprendido entre los años 1990 y 2010 (datos del Gobierno de Cantabria). Gráficamente, estas capturas muestran una gran variabilidad, con una disposición en dientes de sierra con tendencia a la baja, lo que dificulta la definición de un valor de referencia fiable para esta variable (Figura III.8A). Partiendo de otras propuestas se ha tomado la media móvil del número de capturas, en periodos de 5 años, para definir como valor adecuado aquél que queda establecido por la media de los 15 años previos al estudio (3 generaciones; Figura III.8B), contrastando el promedio de 2004-2008 con respecto a 1990-1994. Aún así, atendiendo a Consuegra & García de Leániz (2007) y a Kuparinen *et al.*, (2010), se considera que el número medio mínimo de capturas de adultos que ha de tener una población Cantábrica, para contar con una población efectiva, es de 100. Por lo tanto, cualquier población con una media de capturas por debajo de los 100 adultos se evalúa de manera insuficiente.

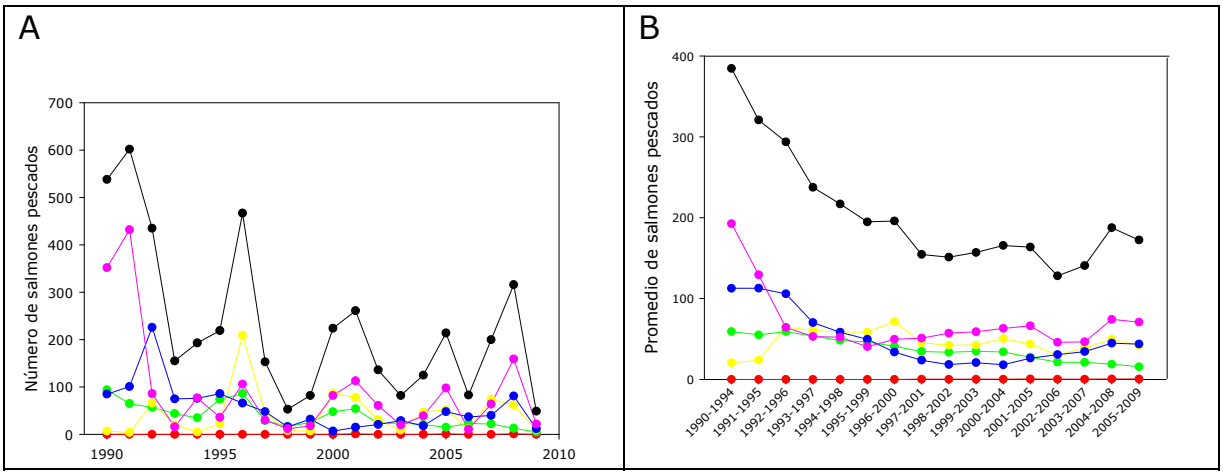


Figura III.8. Ejemplares de salmón capturados mediante pesca deportiva (A) y su media móvil (B) entre los años 1990 y 2008 en las cuencas de los ríos Pas-Pisueña (rosa), Asón (azul), Deva (amarillo), Nansa (verde) y Miera (rojo). También se incluyen los resultados para del total de capturas (negro).

En ninguna de las poblaciones evaluadas el promedio de salmones adultos capturados superó los 100 (Figura III.8A). Respecto a los promedios calculados, en la cuenca del Río Deva el promedio de adultos capturados se incrementó en el periodo 2004-2008 con respecto al promedio registrado en 1990-1994 (Figura III.8B). En el resto de cuencas el promedio 2004-2008 fue inferior al registrado en 1990-1994 (Figura III.8B). Por lo tanto, esta variable se ha evaluado como **insuficiente** en todas las poblaciones de Cantabria.

Estructura

La estructura de las poblaciones de salmón se valora atendiendo a diversas variables poblacionales que incorporan los distintos aspectos que definen la dinámica poblacional de la especie.

1. Ratio de individuos añales (que sólo han pasado un invierno en el mar) en relación al total de adultos.
2. Ratio de hembras adultas en relación al total de adultos.
3. Densidad media de alevines por área de frezadero.

Ratio de individuos añales

El ratio de individuos añales frente al total de adultos se puede considerar un buen indicador para evaluar el efecto que ejerce la pesquería deportiva en la población de salmones en los ríos de Cantabria (García de Leániz, *et al.*, 1992). Este ratio se calculó cada año en el periodo comprendido entre 1990 y 2008. El valor de referencia para este indicador se obtuvo de la propuesta realizada tanto por García de Leániz et al. (2001) como por Consuegra & García de Leániz (2007) para ríos cantábricos, siendo considerado un valor favorable cuando este ratio es inferior a 0,1.

En este caso, excepto la población de la cuenca del Río Asón, que cuenta con un ratio de 0,17, todas las demás poblaciones evaluadas arrojan resultados favorables con respecto a este indicador (Miera, 0; Pas-Pisueña, 0,09, Nansa, 0,08 y Deva, 0,03).

Ratio de hembras

El ratio de hembras frente al total de adultos también se considera una variable importante para poder analizar y predecir la dinámica poblacional y la supervivencia de cualquier población de salmónidos (Consuegra & García de Leániz, 2007). Al igual que en el caso anterior, el valor de referencia para este indicador se obtuvo de la propuesta realizada tanto por García de Leániz et al. (2001) como por Consuegra & García de Leániz (2007) para ríos cantábricos, siendo considerado un valor favorable cuando este ratio es superior a 0,3.

Con respecto a este indicador, las poblaciones de las cuencas de los ríos Asón y Miera contaron con ratios de 0, mientras que en el resto de cuencas con presencia de salmón se superó el valor de referencia propuesto (Pas-Pisueña, 0,64; Nansa, 0,5 y Deva, 0,5).

Densidad de alevines por área de frezadero

La densidad de alevines por área de frezadero es una variable adecuada para estimar el éxito reproductivo (Elliot, 1996). Para calcular esta variable se deben seguir una serie de pasos. Primero, estimar la densidad de alevines mediante pesca eléctrica. Seguidamente, identificar los frezaderos localizados en un tramo de 500 metros (tanto aguas arriba como aguas abajo) de la sección de río donde se localizaron los alevines y medir su área. Finalmente, la densidad media de alevines por población se calcula mediante el

sumatorio de la relación de alevines entre el área de frezaderos en el tramo de 500 metros y divido entre el área total de los frezaderos localizados en la cuenca. El valor de referencia para esta variable es de 0,01 y deriva del juicio de experto tras analizar los resultados en frezaderos en muy buen estado.

Tras aplicar esta metodología se obtuvieron las siguientes densidades de alevines por área de frezadero: Asón 0,005 alevines/m^2, Miera 0,016 alevines/m^2, Pas-Pisueña 0,025 alevines/m^2, Nansa 0,012 alevines/m^2 y Deva 0,023 alevines/m^2. Con estos resultados se considera que este indicador es insuficiente en la población del Asón, siendo favorable en el resto de poblaciones valoradas.

Integración de los indicadores del tamaño y estructura de las poblaciones

Una vez evaluado el tamaño de las poblaciones y las 3 variables correspondientes a la estructura de las poblaciones, se deben integrar los resultados para obtener una única valoración a este respecto (Tabla III.9). Debido a la importancia de las variables evaluadas, las 4 variables deben recibir una valoración favorable para que el diagnóstico del tamaño y la estructura de una determinada población se evalúe favorablemente. En el caso de las poblaciones evaluadas en Cantabria, ninguna recibe una valoración favorable, ya que todas presentan una o más variables evaluadas como insuficiente (Tabla III.9). Por lo tanto, el indicador denominado tamaño y estructura recibe una valoración **insuficiente** para las poblaciones de salmón en Cantabria.

	Asón	Miera	Pas-Pisueña	Nansa	Deva
Capturas 2004-08	**45**	**0**	**74**	**19**	**49**
Capturas 1990-94	**113**	**0**	**193**	**59**	**20**
Añales/total adultos	**0,17**	0	0,09	0,08	0,03
Hembras/total adultos	**0**	**0**	0,64	0,5	0,5
Densidad alevines (alevines/m2)	**0,005**	0,016	0,025	0,012	0,023
Integración tamaño y estructura	**Insuficiente**	**Insuficiente**	**Insuficiente**	**Insuficiente**	**Insuficiente**

Tabla III.9. Valores de las distintas variables incluidas en la evaluación del tamaño y la estructura la de las poblaciones de salmón (*Salmo salar*) en las cuencas de Cantabria. En negrita se muestran todos los valores considerados insuficientes.

Vulnerabilidad

En la Tabla III.10 se muestran los valores de sensibilidad del salmón atlántico frente a las presiones antrópicas consideradas.

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	4
	Vertidos acuáticos difusos	4
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	1
	Cortas de meandro	2
	Coberturas fluviales	4
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	4

PRESIONES		Sensibilidad
	Fijación de márgenes	4
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	3
	Azudes	4
	Presas	4
	Vados	4
	Puentes	2
	Estaciones aforo	4
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	4
	Retornos de caudal	2
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	4

Tabla III.10. Sensibilidad del salmón atlántico (*Salmo salar*) frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Serdio (2008).

Tras aplicar la metodología considerada, todas las poblaciones de salmón atlántico en Cantabria se consideran **vulnerables** frente a las presiones antrópicas (Tabla III.11; Figura III.9), principalmente debido a presiones por descargas orgánicas puntuales o difusas, por abstracción de caudal, por presencia de barreras que impiden o dificultan la migración, por las alteraciones de los cauces y por la pesca deportiva.

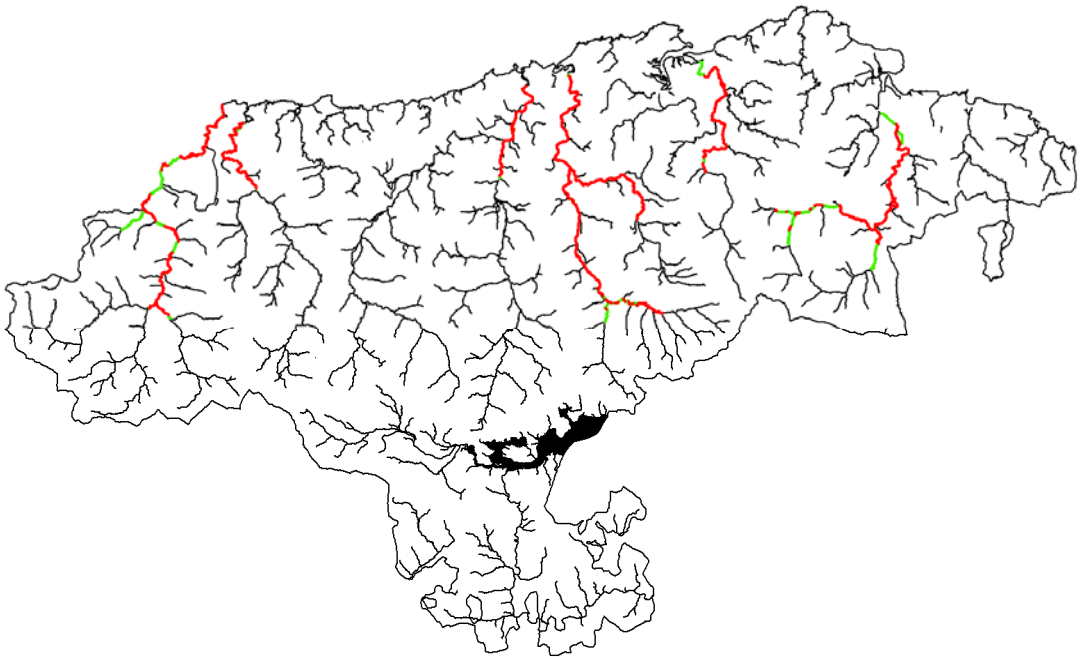


Figura III.9. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de salmón (*Salmo salar*) en Cantabria. En rojo se representan las zonas donde los salmones se muestran vulnerables frente a las presiones antrópicas y en verde los tramos donde estas poblaciones no se muestran vulnerable.

Cuenca	Longitud ocupada (km)	Longitud total vulnerable (km)	Porcentaje vulnerable (sensible)	Porcentaje Vulnerable (muy sensible)	Vulnerabilidad
Asón	55	35	0	65	Vulnerable
Deva	47	36	0	69	Vulnerable
Miera	25	22	0	89	Vulnerable
Nansa	16	16	0	100	Vulnerable
Pas-Pisueña	79	62	0,5	79	Vulnerable
Saja-Besaya	16	16	0	100	Vulnerable

Tabla III.11. Proporción del área de distribución actual (expresada como longitud fluvial y estuarina) afectada por presiones frente a las que el salmón (*Salmo salar*) se muestran vulnerable.

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Salmo salar* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Barquín, J., Ondiviela, B., Recio, M., Álvarez-Cabria, M., Peñas, F., Fernández, D., Oti, L., Gómez, A., Álvarez, C. & Juanes, J. En prensa. Assessing the conservation status of alder-ash alluvial forest and Atlantic salmon in the Natura 2000 river network of Cantabria, Northern Spain. In: River conservation and management: 20 years on. P. J. Boon & P. J. Raven, (eds.). Wiley-Blackwell.

Consuegra, S. & García de Leániz, C. 2007 Fluctuating sex ratios, but no sex-biased dispersal, in a promiscuous fish. Evolutionary Ecology 21: 229-245.

De'ath, G. & Fabricius, K.E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. Ecology 81: 3178-3192.

Elliot, J.M., 1996. The relationship between smolt density and fry density in salmonids. Journal of Fish Biology 48: 1030-1032.

García de Leániz, C., Caballero, P., Valero, E., Martínez, J.J. & Hawkins, A.D. 1992. Historical changes in some Spanish rod and line salmon, *Salmo salar* L. fisheries: Why are large multi-seawinter fish becoming scarcer? Journal of Fish Biology 41: 179.

García de Leániz, C., Serdio, A. & Consuegra, S. 2001. Situación actual del Salmón Atlántico en Cantabria In: García de Leániz, C., A. Serdio & S. Consuegra (eds), El Salmón, Joya de nuestros ríos. Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza. Gobierno de Cantabria, Santander, España: 55-82.

Kuparinen, A., Tufto, J., Consuegra, S., Hindar K., Merila, J. & de Leaniz, C. 2010. Effective size of an Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) metapopulation in Northern Spain. Conservation Genetics 11: 1559-1565.

Serdio, A. 2008. Monografía XXV. Salmón atlántico (*Salmo salar*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie 1126. *Chondrostoma toxostoma* (madrilla)

Las poblaciones españolas de *Chondrostoma toxostoma* se consideraron una subespecie hasta 1997 (*Chondrostoma toxostoma miegii*). Ese año se pasó a considerarlas como una especie independiente denominada *Chondrostoma miegii.* Posteriormente se cambió el género, pasando a *Parachondrostoma miegii*, siendo este el nombre que recibe actualmente. Sin embargo, en el presente documento se nombra a esta especie como *Chondrostoma toxostoma*, tal y como aparece en el Anejo II de la Directiva Hábitats.

Área de distribución

El área de distribución de *Chondrostoma toxostoma* se evalúa atendiendo a su rango de distribución actual con respecto a su área de distribución potencial, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área potencial.

La distribución actual de la madrilla en Cantabria se ha determinado a partir de muestreos realizados por la Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad, así como por la Confederación Hidrográfica del Cantábrico entre los años 2003 y 2010. El área de distribución potencial de la especie se ha modelado utilizando como variables predictoras la altitud, la temperatura, la pendiente, el área de cuenca vertiente y la distancia al mar. Estas variables se han calculado para todos los puntos donde se ha localizado la especie en la región, tomando posteriormente los valores máximos y mínimos (en los casos en los que corresponda) para extrapolarlos a la red hidrográfica, obteniendo así el área de distribución potencial de la especie en la región.

Al tratarse de una especie potádroma (completa su ciclo vital sin desplazarse a zonas marinas) se considera que los individuos de cada una de las cuencas donde aparece constituyen poblaciones independientes, excepto en la cuenca del Ebro (Tabla III.12). En esta cuenca se distinguen dos poblaciones, la localizada en el Río Izarilla y la que se desarrolla en el cauce principal del Río Ebro, aguas abajo del embalse. Ambas se han considerado poblaciones independientes debido a que la presa de Arroyo actúa como un obstáculo infranqueable que fracciona ambas poblaciones.

Cuenca	Longitud ocupada (km)	Longitud potencial (km)	Pérdida (%)	Evaluación
Deva	0	25	Extinto	Insuficiente
Nansa	0	32	Extinto	Insuficiente
Escudo	0	23	Extinto	Insuficiente
Saja-Besaya	12	61	79,9	Insuficiente
Pas-Pisueña	28	36	23,7	Favorable
Miera	0	46	Extinto	Insuficiente
Campiazo	0	25	Extinto	Insuficiente
Asón	0	51	Extinto	Insuficiente
Agüera	24	33	27,0	Favorable
Ebro-aguas arriba Embalse	17	30	44,6	Insuficiente
Ebro-aguas abajo Embalse	31	65	52,3	Insuficiente
Total	**111**	**427**	**74**	**Insuficiente**

Tabla III.12. Longitud potencial y longitud ocupada por la madrilla (*Chondrostoma toxostoma*) en las cuencas de Cantabria. También se incluye el porcentaje de pérdida de longitud potencial respecto a la ocupada.

Los datos disponibles indican que, en la actualidad, el área de distribución de la madrilla en Cantabria se ha reducido en casi un 75% con respecto a su área de distribución potencial (Tabla III.12; Figura III.10). De las doce poblaciones que potencialmente se podrían desarrollar en Cantabria, tan sólo se han descrito cinco. Tratando cada población de manera independiente, su área de distribución en las cuencas del Agüera y el Pas reciben un diagnóstico favorable, mientras que el área de distribución en las cuencas del Saja-Besaya y el Ebro resulta insuficiente. Sorprende que en las pescas con las que se ha determinado el área de distribución real de la especie no se hayan encontrado ejemplares de madrilla en el Asón, puesto que la población de dicho río se consideraba numerosa y bien conservada (Serdio, 2008).

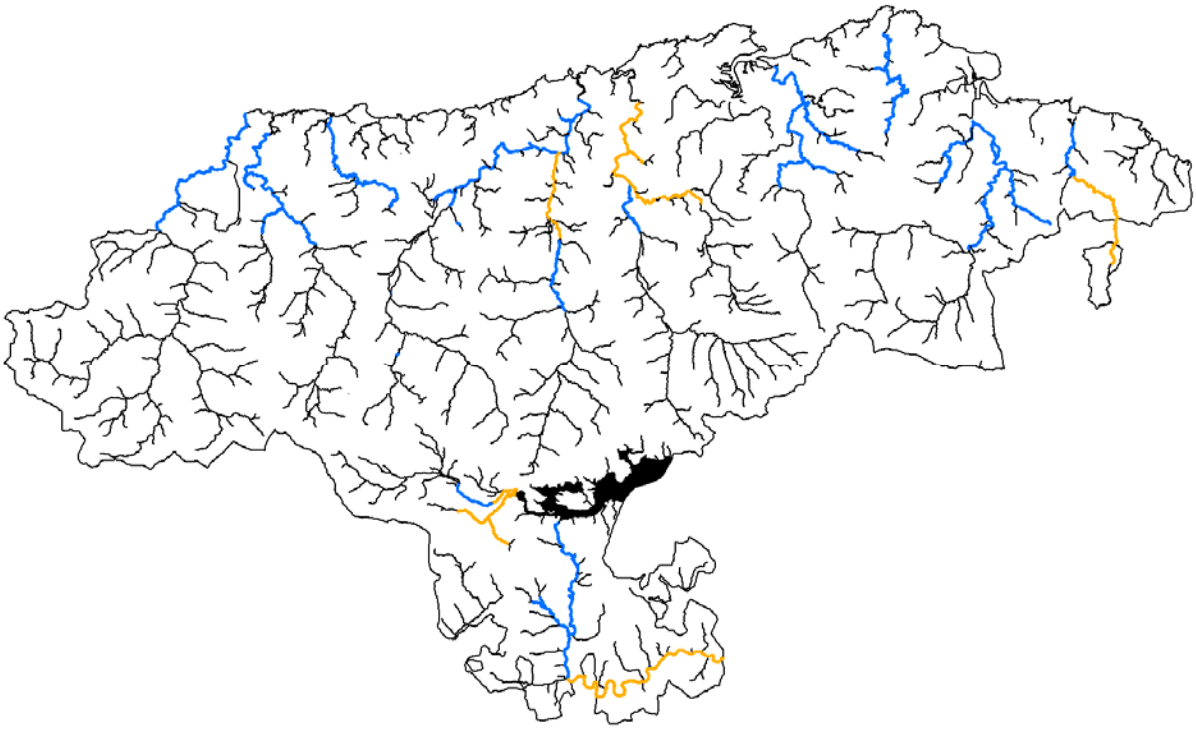


Figura III.10. Área de distribución actual de la madrilla (*Chondrostoma toxostoma:* naranja) frente a su área de distribución potencial, en azul. En negro se muestra el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Los resultados enunciados indican que, actualmente, el área de distribución de la madrilla en Cantabria se ha reducido notablemente (un 74%), por lo que este indicador recibe una valoración "**insuficiente**" para el conjunto de la región.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *C. toxostoma* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.

2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Actualmente no se dispone de la información suficiente para determinar el diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *C. toxostoma* ni en lo referente al tamaño actual de cada una de ellas (1), ni en cuanto a su tendencia temporal (2 y 3). Ante la falta de información adecuada para valorar este indicador, se considera que el tamaño de la poblaciones de *C. toxostoma* recibe un diagnóstico de "**desconocido**".

Estructura

La estructura de las poblaciones de *C. toxostoma* se evalúa a partir de los siguientes indicadores:

1. Reclutamiento.
2. Proporción de sexos.

Reclutamiento

El reclutamiento de una especie se define como la proporción de juveniles con respecto al total de la población. Éste es un índice muy importante en la dinámica de las poblaciones, constituyendo un buen indicador del ingreso de nuevos individuos que aseguren la supervivencia de la población. Para su cálculo es necesario conocer dos variables, el número de adultos y el número de juveniles. El valor de referencia del índice deberá establecerse tras la obtención de datos durante una serie de años lo suficientemente representativa.

Debido a la inexistencia de datos, el reclutamiento en las poblaciones cantábricas de madrilla se ha diagnosticado "**desconocido**".

Proporción de sexos

La proporción de sexos se expresa como el número de machos entre el número de hembras. Se establece que este indicador será considerado favorable cuando el ratio quede comprendido entre 0,5 y 1,5.

Debido a la inexistencia de datos, la proporción de sexos en las poblaciones cantábricas de madrilla se ha diagnosticado "**desconocida**".

Ya que la estima de alguna de las variables propuestas para valorar la estructura de las poblaciones de esta especie presenta cierta dificultad, se podrá emitir un diagnóstico de este bloque indicador cuando se disponga de datos suficientes para valorar el tamaño (número de individuos) y alguna de las 2 variables que definen la estructura de las poblaciones de *C. toxostoma* (reclutamiento o proporción de sexos), aunque para

obtener un resultado más robusto se aconseja incorporar todas las variables poblaciones propuestas.

La posible realización de campañas de campo para caracterizar poblaciones de *C. toxostoma* en Cantabria, con la finalidad de la obtención de datos para completar el presente diagnóstico, deberá llevarse a cabo atendiendo a la metodología propuesta por Doadrio *et al.* (2007) para el seguimiento de los peces continentales de España.

Vulnerabilidad

En la Tabla III.13 se muestran los valores de sensibilidad de la madrilla frente a las presiones antrópicas consideradas.

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	3
	Vertidos acuáticos difusos	3
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	1
	Cortas de meandro	3
	Coberturas fluviales	4
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	4
	Fijación de márgenes	4
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	3
	Azudes	4
	Presas	4
	Vados	3
	Puentes	2
	Estaciones aforo	4
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	4
	Retornos de caudal	2
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales	4
	Pesca	2

Tabla III.13. Sensibilidad de la madrilla (*Chondrostoma toxostoma*) frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Serdio (2008).

Tras aplicar la metodología expuesta se obtiene que todas las poblaciones de madrilla en Cantabria se muestran vulnerables frente a las presiones antrópicas (Tabla III.14; Figura III.11), principalmente debido a presiones por descargas orgánicas puntuales o difusas, así como por las alteraciones que afectan a la continuidad fluvial.

Cuenca	Longitud ocupada (km)	Longitud total vulnerable (km)	Porcentaje vulnerable (sensible)	Porcentaje Vulnerable (muy sensible)	Vulnerabilidad
Agüera	24	17	41	48	Vulnerable
Ebro_aguas abajo	31	31	97	90	Vulnerable
Ebro_aguas arriba	17	9	29	42	Vulnerable
Pas-Pisueña	28	26	92	67	Vulnerable
Saja-Besaya	12	12	74	99	Vulnerable

Tabla III.14. Proporción del área de distribución actual (expresada como longitud fluvial y estuarina) afectada por presiones frente a las que la madrilla (*Chondrostoma toxostoma*) se muestran vulnerable.

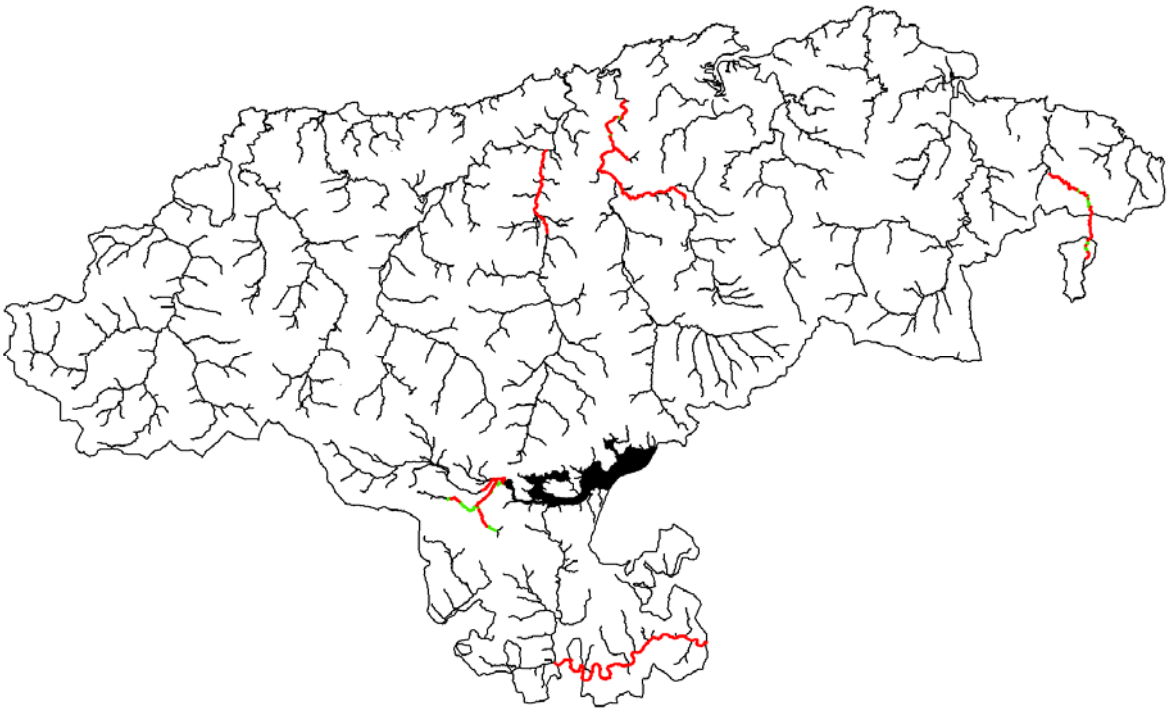


Figura III.11. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de la madrilla (*Chondrostoma toxostoma*) en Cantabria. En rojo se representan tramos donde la especie se muestra vulnerable frente a las presiones antrópicas y en verde los tramos donde no se muestra vulnerable.

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Chondostroma toxostoma* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Doadrio, I., Perea, S., Pedraza-Lara, C. & Ornelas, P. 2007. Sistema de seguimiento de los peces continentales de España. MNCN. En: Diseño y aplicación del sistema de seguimiento de la biodiversiadd española. Informe Inédito MMARM.

Especie 1194. *Discoglossus galganoi* (sapillo pintojo)

Área de distribución

El área de distribución de *Discoglossus galganoi* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

D. galganoi aparece asociado a cuerpos de agua de escasa entidad (regatos, pozas, charcas, etc.) y a cursos caudalosos que cuentan con cauces marginales o zonas remansadas en sus márgenes (Lizana & Gosá, 2008). Su distribución actual en Cantabria se ha representado a partir de la información incluida en Diego-Rasilla *et al*. (2006) y en el inventario de anfibios y reptiles realizado en el Parque Natural de Saja-Besaya (Gobierno de Cantabria, 2009). Partiendo de esta información se han recopilado un total 34 citas para la especie en la región. Para representar la distribución de *D. galganoi*, las citas indicadas se han transferido a la red hidrográfica, representada por los ejes fluviales principales y los estuarios, por lo que otros cuerpos de agua de menor entidad, como arroyos o charcas, no se han podido considerar (Figura III.12). Como se puede observar, *D. galganoi* se ha citado tanto en ambientes acuáticos costeros como continentales, cubriendo un rango altitudinal que va desde el nivel del mar hasta los 1.100 m (Portillo de la Sía).

Además de haberse citado en ambientes acuáticos, preferentemente de carácter léntico y de escasa entidad (Martínez-Solano, 2002), esta especie también se ha descrito en hábitats típicamente terrestres, como son: encinares, robledales o praderas (Lizana & Gosá, 2008), donde puede llegar a reproducirse en cuerpos con muy poco volumen de agua (charcos; Diego-Rasilla *et al*., 2006), por lo que la distribución potencial de la especie en la región podría cubrir un amplio rango de hábitats acuáticos. Debido a que no se dispone de la información necesaria para definir de manera exacta la distribución potencial de *D. galganoi* en Cantabria, en la Figura III.12 tan solo se representa, a partir de la información descrita anteriormente, la distribución de las poblaciones de esta especie que aparecen ligadas a los ambientes acuáticos de Cantabria.

Comparando los trabajos publicados a comienzos de la década (Martínez-Solano, 2002) con trabajos más recientes (Diego-Rasilla *et al*., 2006), se observa que el área de distribución de esta especie pudiera haber incrementado en la región. Sin embargo, este aumento parece reflejar el incremento en la intensidad de los trabajos realizados, más que el incremento real en la distribución de la especie en la región (Lizana & Gosá, 2008). Pese a haberse incrementado las prospecciones realizadas para localizar poblaciones de esta especie, aun se desconoce si está presente en, aproximadamente, dos tercios del total de la red hidrográfica, ya que en estos tramos no se ha llevado a cabo ninguna caracterización de la especie. Debido al desconocimiento de su distribución real en gran parte de la región, y a que los estudios de distribución no son comparables entre sí, por diferencias en los métodos empleados, el área de distribución de *D. galganoi* en Cantabria recibe un diagnóstico de "**desconocido**".

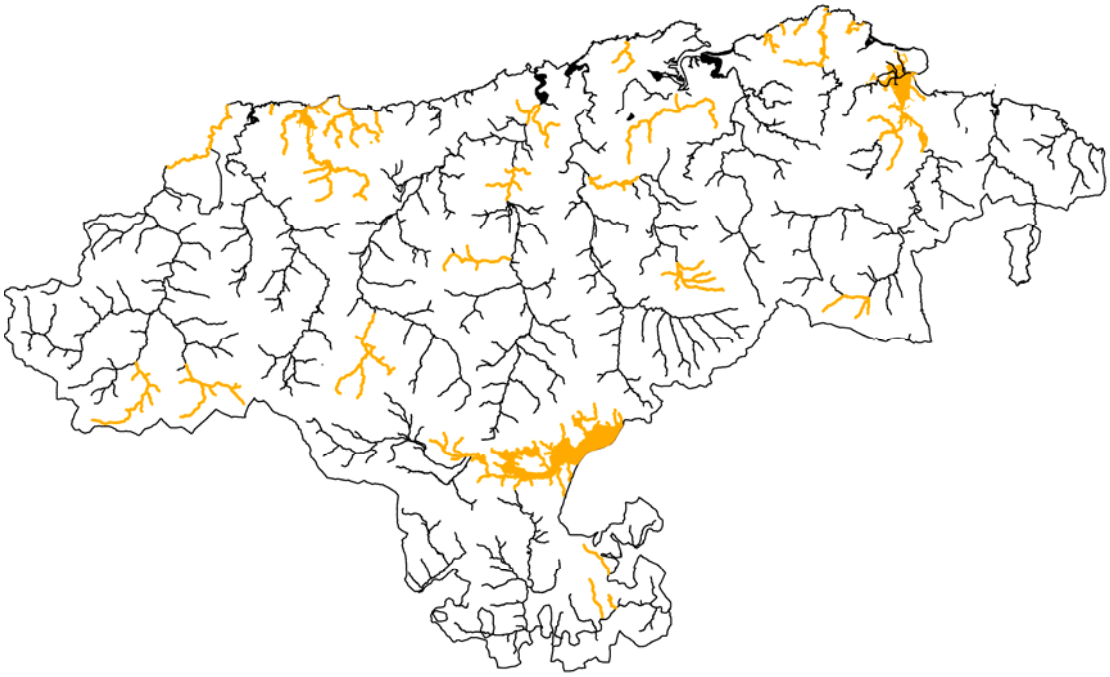


Figura III.12. Posible área de distribución actual del sapillo pintojo (*Discoglossus galganoi*; en color naranja) frente a su posible área de distribución potencial, en azul. Fuente: Diego-Rasilla *et al.* (2006).

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *D. galganoi* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Debido a que actualmente no se dispone datos que permitan estimar el tamaño de ninguna de las poblaciones de *D. galganoi* en Cantabria, ni su evolución temporal, este indicador se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

En cuanto a la estructura de las poblaciones de *D. galganoi*, este indicador se evalúa atendiendo a la estructura de sexos.

Según Galán & Fernández-Arias (1993), el sex-ratio tras la metamorfosis es 1:1, pero al alcanzar la madurez sexual la proporción es favorable a los machos (hasta 7:3). Así, en

el marco del presente trabajo, un ratio superior a dicha proporción se considera insuficiente, mientras que si la proporción macho: hembra se mantiene en el rango 1:1 – 7:3 se considera favorable.

Ante la falta de información actual, el tamaño y la estructura de las poblaciones de *D. galganoi* se considera "**desconocido**".

Vulnerabilidad

La principal amenaza para la especie deriva de la alteración y destrucción de los medios acuáticos que utiliza como zonas de reproducción, en torno a los cuales se desarrolla la vida de los adultos (Lizana & Gosá, 2008). También se debe considerar la importancia del medio terrestre para la alimentación y el refugio de los adultos. En este sentido, el desarrollo urbano y agrícola supone una importante amenaza para la especie, así como el deterioro o desaparición de la vegetación de ribera.

El escenario climático que se presenta en Cantabria, con una previsión de disminución del 20% en las precipitaciones en la segunda mitad del siglo (Ortiz, 2010), también supone una hipotética amenaza, ya que el descenso del nivel freático puede hacer desaparecer algunos cuerpos de agua de escasa entidad por los que esta especie muestra una especial predilección. La introducción de peces y cangrejos exóticos, que utilizan los huevos y larvas de la especie como recurso trófico, es otra de las presiones que amenazan las poblaciones de *D. galganoi*. Los atropellos de ejemplares en las carreteras pueden ser otra importante amenaza para la especie, sobre todo cuando las carreteras se localizan cercanas a los cuerpos de agua que habita. La sustitución de los abrevaderos tradicionales, como pilones o bañeras, por otros más modernos a modo de depósitos, supone la pérdida de espacios habitables por la especie. Aunque el problema no ha sido citado en Cantabria, también hay que incidir en que la aparición de enfermedades como la quitridiomicosis es un peligro real para todos los anfibios ibéricos y por lo tanto para *D. galganoi*.

A continuación se muestra la sensibilidad que muestra *D. galganoi* frente a los distintos tipos de presiones consideradas en este diagnóstico (Tabla III.15). Esta tabla recoge las presiones de las que se dispone información sobre su localización, por lo que alguna de las presiones citadas anteriormente no se han incluido debido a que no se dispone de ningún inventario que indique su localización.

PRESIONES		SENSIBILIDAD
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	2
	Vertidos acuáticos difusos	2
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	3
	Cortas de meandro	1
	Coberturas fluviales	4
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	2

PRESIONES		SENSIBILIDAD
	Fijación de márgenes	3
	Rellenos	4
	Dragados-Extracción áridos	3
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	2
	Azudes	2
	Presas	2
	Vados	2
	Puentes	2
	Estaciones aforo	2
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	3
	Retornos de caudal	1
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales	3
	Pesca	1

Tabla III.15. Sensibilidad de *Discoglossus galganoi* frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Lizana & Gosá (2008).

La metodología empleada para calcular la vulnerabilidad de las poblaciones de *D. galganoi* se ha aplicado sobre los tramos fluviales y estuarinos que cuentan con poblaciones de la especie, no considerando los cuerpos de agua de menor entidad aislados de los ríos y estuarios representados en la Figura III. 13. Teniendo en cuenta estas premisas, y asumiendo un cierto sesgo, se puede considerar que el cálculo de la vulnerabilidad establecido a continuación es representativo de la situación que presentan las poblaciones de *D. galganoi* en el conjunto de la región frente a las presiones antrópicas, aunque en futuros diagnósticos se debería mejorar el cálculo de la vulnerabilidad incluyendo la afección que muestran las poblaciones de sapillo pintojo que se desarrollan en arroyos, charcas u otros cuerpos de agua de escasa entidad.

Finalmente, con la información disponible se ha determinado que las poblaciones de esta especie en la región se consideran "**no vulnerables**" frente a las presiones que aparecen en el medio (Figura III. 13), aunque como ya se ha mencionado dicho diagnóstico tan solo se puede considerar como una primera aproximación a este respecto.

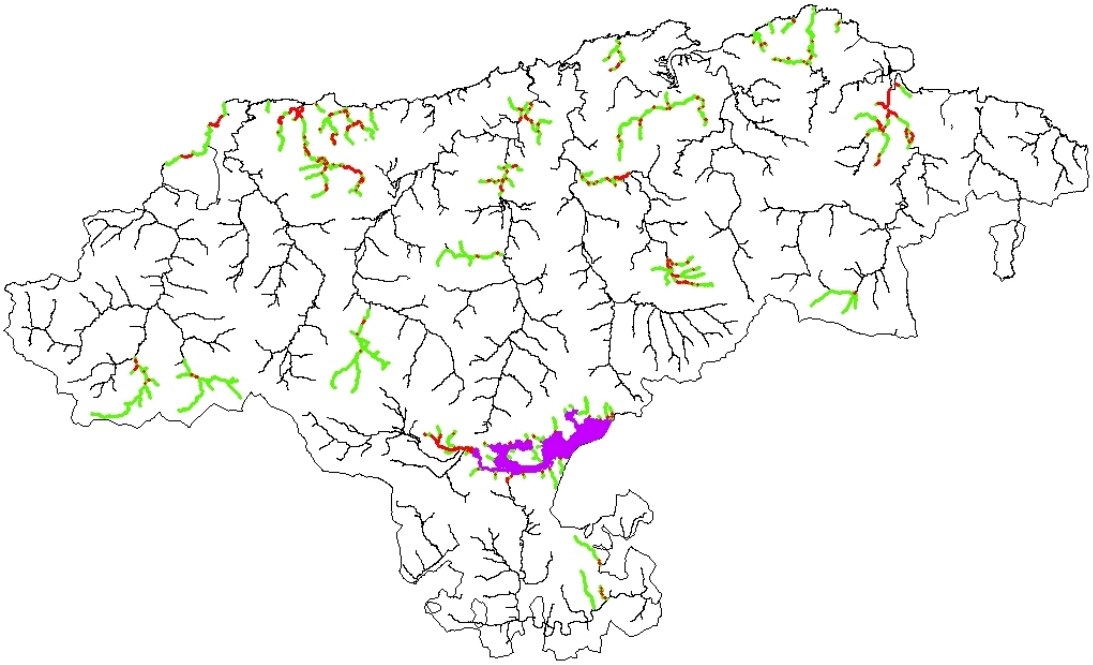


Figura III.13. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de *Discoglossus galganoi* en Cantabria. En rojo se representan las zonas donde la especie se muestra vulnerable frente a las presiones antrópicas y en verde las zonas donde no se muestra vulnerable. En morado donde no se dispone de inventario de presiones.

Diagnóstico del estado de conservación

No se dispone de información suficiente para valorar ninguno de los indicadores propuestos para evaluar el estado de conservación de *D. galganoi*. Por lo tanto, el diagnóstico del estado de conservación de *D. galganoi* en Cantabria se considera **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Diego-Rasilla, F.J., V. Pérez, R.M. Luengo, L. Rodríguez & C. Herrero. 2006. Diagnóstico del estado de conservación, propuesta de catalogación y planes de gestión de los anfibios y reptiles de Cantabria. Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza. Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Lizana, M. & A. Gosá. 2008. Monografía XXIII. Sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de *Cantabria.* GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Galán, P. & Fernández-Arias, G. 1993. Anfibios e Reptiles de Galicia. Xerais, Lugo.

Gobierno de Cantabria. 2009. Inventario de las especies de anfibios y reptiles del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Cantabria y del Anexo II de la Directiva

de Hábitats presentes en el Parque Natural Saja-Besaya. Informe inédito de Aves Cantábricas SL, para la Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad.

Martínez-Solano, I. 2002. *Discoglossus galganoi* Capula, Nascetti, Lanza, Bullini, Crespo, 1985. Sapillo pintojo ibérico Pp. 85-87. En: Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R.; Lizana, M. (Eds.). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Ortiz, J.D. 2010. Escenarios Regionales de Cambio Climático. En: Cambio climático en Cantabria. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria. Santander.

Especie 1221. *Mauremys leprosa* (galápago leproso)

Área de distribución

El área de distribución de *Mauremys leprosa* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" cuando el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

En Cantabria esta especie tan solo se ha descrito en las Marismas de Santoña. Su presencia en la zona viene datada desde el año 1975, habiéndose confirmado recientemente (Diego-Rasilla *et al*., 2006).

Según lo descrito en otras regiones de España (Pleguezuelos et al., 2002), el galápago leproso muestra potencialidad para habitar casi cualquier tipo de ambiente acuático, aunque muestra predilección por ecosistemas lénticos situados a menos de 1000 metros de altitud, siendo más frecuente en el sur de España, ya que prefiere ambientes cálidos. Aparte de la población descrita en las Marismas de Santoña, en el norte de España sólo se han identificado un número reducido de poblaciones en el interior de Vizcaya, las cuales parecen provenir de sueltas de animales en cautividad (Pleguezuelos et al., 2002). La práctica inexistencia de poblaciones en el litoral cantábrico en particular, y en todo el tercio norte peninsular en general (Gosá & Lizana, 2008), parece indicar que el galápago leproso pudiera no haberse desarrollado en otros ecosistemas acuáticos de Cantabria, por lo que en el presente Plan Marco se ha considerado que su distribución potencial en la región se centra en las Marismas de Santoña (Figura III. 14). Por lo tanto, para emitir un diagnóstico adecuado sobre el área de distribución de *M. leprosa* en Cantabria se debería analizar exclusivamente su tendencia en las Marismas de Santoña. Debido a la falta de datos que permitan evaluar dicha tendencia, el área de distribución de *M. leprosa* en Cantabria se ha diagnosticado como "**desconocido**".

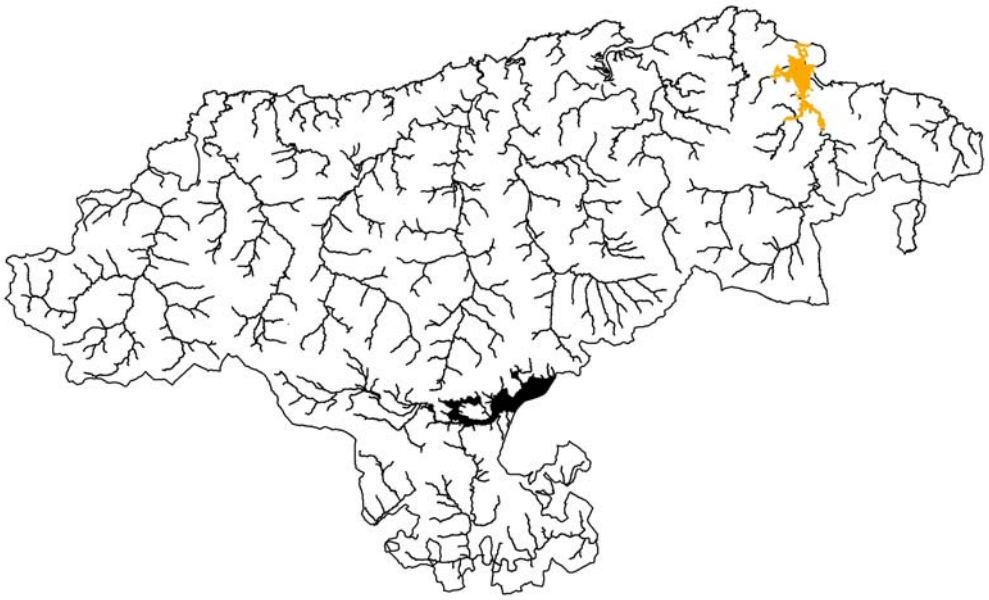


Figura III.14. Área de distribución del galápago leproso (*Mauremys leprosa:* naranja) en Cantabria.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *M. leprosa* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Actualmente no se dispone de la información necesaria para determinar el diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *M. leprosa*, ni en lo referente al tamaño actual de cada una de ellas (1), ni en cuanto a su tendencia temporal (2 y 3). Por lo tanto, se considera que el diagnóstico referido al tamaño de las poblaciones de *M. leprosa* es "**desconocido**".

Estructura

Con el objetivo de incorporar distintos aspectos que definen la dinámica poblacional de la especie, la estructura de las poblaciones de *M. leprosa* se valora atendiendo a dos variables poblacionales. Estas variables son:

1. Estructura de sexos.
2. Supervivencia de adultos.

Estructura de sexos

Para evaluar la estructura de sexos se consideran los datos obtenidos en Marruecos, donde la relación de sexos fue de 2,1:1 favorable a los machos, y Doñana, donde este ratio fue favorable para las hembras (1:1,2; Gosá & Lizana, 2008). Con estos datos se considera que el ratio de sexos debe quedar comprendido entre 2,5:1 y 1:2 (machos:hembras) para definir favorablemente esta variable poblacional. Sin embargo, estos valores de corte sólo se pueden considerar como una primera aproximación, ya que el ratio de sexos en el norte de España, con temperaturas más bajas, podría diferir de manera considerable respecto al descrito en el sur peninsular y el norte de África.

Debido a la falta de datos sobre la estructura de sexos para la única población conocida de *M. leprosa* en la región, esta variable se ha diagnosticado "**desconocida**".

Supervivencia de adultos

Las elevadas tasas de mortalidad juvenil, y la tardía edad a la que las hembras alcanzan la madurez sexual (6-10 años edad; Keller, 1997), indican que la conservación de los adultos es prioritaria para garantizar la conservación de las poblaciones de esta especie. Actualmente no se dispone de información para valorar esta variable poblacional, por lo que la tasa de supervivencia en adultos de *M. leprosa* se ha evaluado como "**desconocida**".

Vulnerabilidad

En la Tabla III.16 se muestran los valores de sensibilidad del galápago leproso frente a las presiones antrópicas consideradas.

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	3
	Vertidos acuáticos difusos	2
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	2
	Cortas de meandro	2
	Coberturas fluviales	3
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	3
	Fijación de márgenes	3
	Rellenos	4
	Dragados- Extracción de áridos	4
Alteraciones hidrodinámicas	Espigones-Emisarios- Pantalanes-Diques	2
	Traviesas	2
	Azudes	2
	Presas	2
	Vados	2
	Puentes	2
	Estaciones aforo	2
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	3
	Retornos de caudal	3
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales (*Trachemys*)	4
	Pesca	1

Tabla III.16. Sensibilidad del galápago leproso (*Mauremys leprosa*) frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Gosá & Lizana (2008).

Tras aplicar este criterio se obtiene que la población de *M. leprosa* en las Marismas de Santoña se muestra "**vulnerable**" frente a las presiones antrópicas, principalmente debido al gran área de afección que generan alteraciones como los vertidos y las actividades de dragado.

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Mauremys leprosa* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Diego-Rasilla, F.J., V. Pérez, R.M. Luengo, L. Rodríguez & Herrero, C. 2006. Diagnóstico del estado de conservación, propuesta de catalogación y planes de gestión de los anfibios y reptiles de Cantabria. Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza. Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Gosá, A. & Lizana, M. 2008. Monografía XXII. Galápago leproso (*Mauremys leprosa*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Keller, C. 1997: Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Doñana. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.

Especie 1259. *Lacerta schreiberi* (lagarto verdinegro)

Debido a que *Lacerta schreiberi* habita tanto ambientes acuáticos como terrestres, en el presente diagnóstico se ha considerado la distribución de la especie en todo el territorio de Cantabria.

Área de distribución

El área de distribución de *L. schreiberi* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

L. schreiberi es una especie que habita en las riberas de ríos y arroyos. En zonas con abundante precipitación, como es el caso de la vertiente atlántica de la cordillera cantábrica, también habita en bosques caducifolios y en pastizales y matorrales de montaña (Marco, 2002, 2009), pudiendo desarrollarse en suelos arenosos de la franja costera (Gosá & Lizana, 2008). Por lo tanto, para definir su área de distribución potencial en Cantabria se han considerado diversos ambientes y formaciones vegetales. Así, en la vertiente septentrional de la cordillera cantábrica se han incluido pastizales y brezales de montaña (situados por encima de 800 m.), bosques caducifolios, dunas costeras y riberas de cursos de agua, mientras que en la vertiente meridional, al ser una zona con menor precipitación, su área de distribución potencial se ha reducido a las riberas de los cursos de agua y del Embalse del Ebro. La distribución actual de *L. schreiberi* en Cantabria se ha descrito a partir de la información incluida en Diego-Rasilla *et al*. (2006), donde se recogen 49 citas repartidas en distintas cuadrículas UTM de 10 x 10 km. Las cuadrículas en las que se ha detectado la presencia de la especie se han cruzado con los polígonos cartográficos que definen el área de distribución potencial de la especie, obteniendo así el área de distribución real que *L. schreiberi* muestra en Cantabria (Figura III.15).

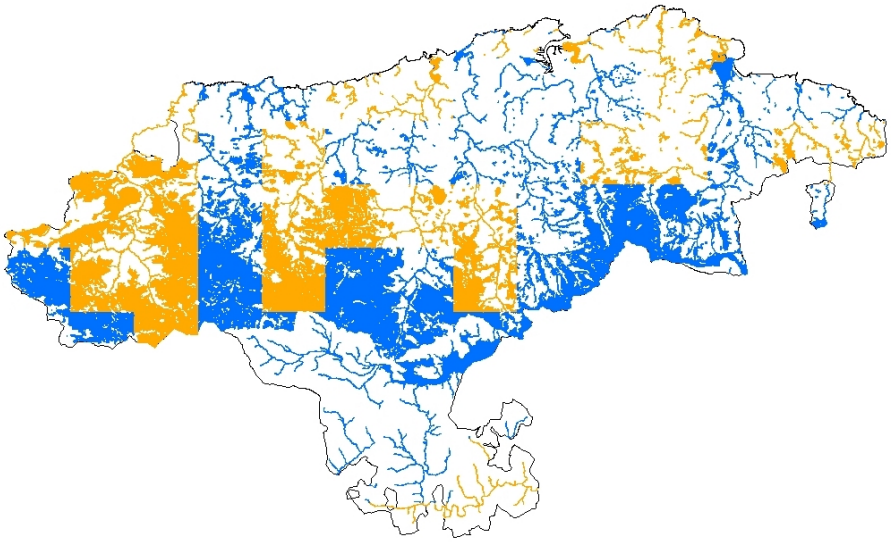


Figura III.15. Área de distribución actual del lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*; en color naranja) frente a su posible área de distribución potencial, en azul.

Una vez identificado el área de distribución, tanto potencial como real, se obtiene que el área de distribución real supone el 45% de su área de distribución potencial, por lo que este indicador recibe una valoración de "**insuficiente**".

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *L. scheiberi* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional, disminuya más de un 5% anual.

Al no conocerse el tamaño actual de las poblaciones de *L. scheiberi* en Cantabria, ni el tamaño al que se refieren las distintas circunstancias que permiten su valoración, el tamaño poblacional de *L. scheiberi* en Cantabria recibe un diagnóstico de "**desconocido**".

Estructura

En cuanto a la estructura de las poblaciones de *L. scheiberi*, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Ratio de sexos.
2. Estructura de edades.

Ratio de sexos

Según Marco (2009), la relación de sexos en poblaciones de esta especie suele aproximarse a 1:1, por lo que desviaciones superiores a 1:3, a favor de cualquiera de los dos sexos, reciben valoraciones de insuficiente. Actualmente no se dispone esta información para las poblaciones de Cantabria, por lo que este indicador se evalúa "**desconocido**".

Estructura de edades

La estructura de edades se analiza con relación al porcentaje de juveniles, subadultos y adultos que componen la población. El único dato del que se dispone al respecto es el del estudio de Salvador (1998), realizado en una población de *L. scheiberi* en la Cordillera Cantábrica, donde se describe que el 40-50% de los individuos se corresponden con juveniles, el 20-25% con subadultos, y el 25-40% con adultos (15-20% hembras y el 10-

20% machos). Actualmente no se dispone de información acerca de la estructura actual de las poblaciones de *L. scheiberi* en la región, por lo que este indicador se evalúa como "**desconocido**".

Vulnerabilidad

La degradación de las riberas (debido a las actividades agroganaderas, silvícolas o al desarrollo urbano) y la contaminación del agua, se consideran las amenazas más importantes para las poblaciones de *L. schreiberi* en las regiones más secas dentro de su área de distribución (p.e. Sistema Central). En Cantabria, además de estas presiones, la degradación del bosque autóctono y su sustitución por plantaciones y monocultivos silvícolas también supone una importante afección producida por la degradación de los microhábitats más apropiados para la especie. Por otro lado, el escenario climático que se presenta en Cantabria, con una previsión de disminución del 20% en las precipitaciones en la segunda mitad del siglo (Ortiz, 2010), también constituye una amenaza, ya que la especie se encuentra ligada a ambientes húmedos y bosques caducifolios.

A continuación se muestra la sensibilidad de *L. schreiberi* frente a los distintos tipos de presiones consideradas en este diagnóstico (Tabla III.17). Al tratarse de presiones ligadas a los medios acuáticos, esta metodología sólo es aplicable a poblaciones que habitan en las riberas de cuerpos de agua.

PRESIONES		SENSIBILIDAD
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	3
	Vertidos acuáticos difusos	3
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	2
	Cortas de meandro	3
	Coberturas fluviales	4
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	2
	Fijación del lecho	2
	Fijación de márgenes	3
	Rellenos	2
	Dragados-Extracción áridos	2
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	1
	Azudes	2
	Presas	2
	Vados	1
	Puentes	1
	Estaciones aforo	2
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	3
	Retornos de caudal	1
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	1

Tabla III.17. Sensibilidad de *L. schreiberi* frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible).

De los 940 kilómetros de río, embalse y estuario, en los que se ha establecido la distribución actual de la especie en los ambientes acuáticos de la región, alrededor de 240 km están afectados por presiones antrópicas frente a los que *L. schreiberi* se muestra sensible y 60 km por presiones frente a las que se muestra muy sensible (Figura III.16). Al aplicar a estos datos la metodología de evaluación de la vulnerabilidad, este indicador recibe un diagnóstico de "**no vulnerable**". Sin embargo, éste es un diagnóstico sesgado, puesto que aún no se ha determinado la vulnerabilidad que *L. schreiberi* presenta en los hábitats terrestres en los que se encuentra presente, por lo que este diagnóstico se debe completar cuando se obtenga dicha información.

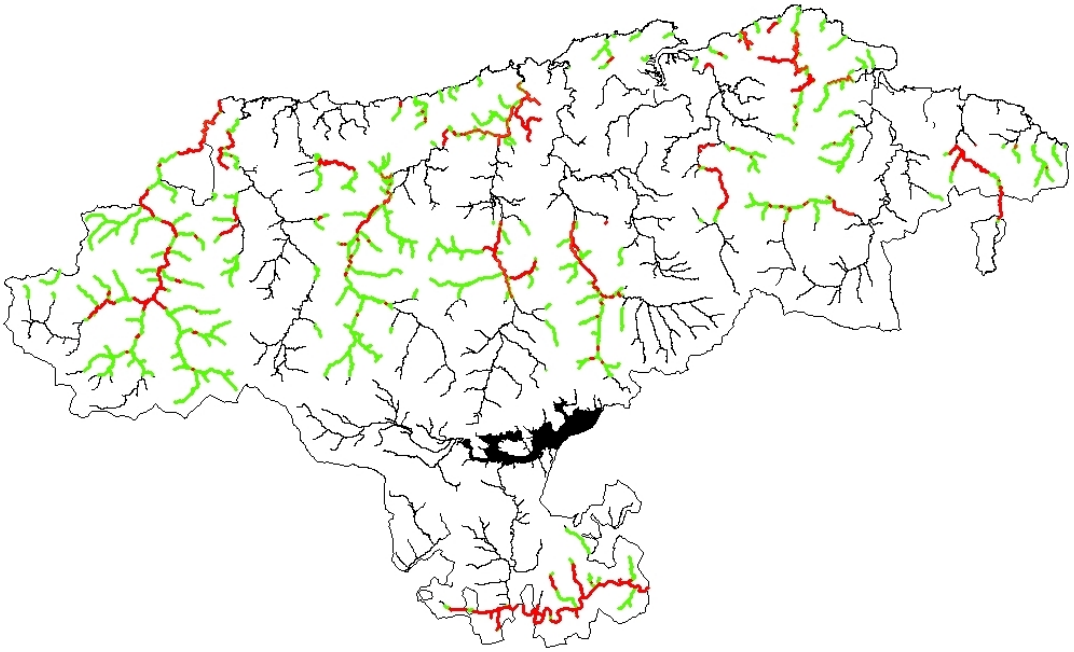


Figura III.16. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*) en Cantabria. En rojo se muestran los tramos donde la especie se muestra vulnerable frente a las presiones antrópicas y en verde los tramos donde no se muestra vulnerable.

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *L. schreiberi* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Diego-Rasilla, F.J., Pérez, V., Luengo, R.M., Rodríguez, L. & Herrero, C. 2006. Diagnóstico del estado de conservación, propuesta de catalogación y planes de gestión de los anfibios y reptiles de Cantabria. Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza. Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Gosá, A. & Lizana, M. 2008. Monografía XXI. Lagarto verdinegro (Lacerta schreiberi). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria.

GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Marco, A. 2002. *Lacerta schreiberi* Bedriaga, 1878. Lagarto verdinegro Pp. 233-235. En: Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R.; Lizana, M. (Eds.). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.

Marco, A. 2009. Lagarto verdinegro – *Lacerta schreiberi*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org

Ortiz, J.D. 2010. Escenarios Regionales de Cambio Climático. En: Cambio climático en Cantabria. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria. Santander.

Salvador, A. 1988b. Die populationstruktur von Lacerta schreiberi (Sauria: Lacertidae). Jb. Feldherpetologie, 2: 3-22.

Especie 1303. *Rhinolophus hipposideros* (murciélago pequeño de herradura)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Rhinolophus hipposideros* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria (García & González, 2005 a, b).

Área de distribución

El área de distribución de *R. hipposideros* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan colonias de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlas, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *R. hipposideros* no llega al 60% del total de cuevas analizadas.

La presencia de *R. hipposideros* se ha confirmado en 3 de las 7 cuevas prospectadas (cuevas del Rejo, La Rogeria y el complejo La Vieja-Cubillo-Los Covachos; García & González, 2005 a, b), lo que supone un 43% de resultados positivos (Figura III.17). Sin embargo, 2 de las cuevas monitorizadas (cuevas del Convento de Montehano y del Merino) presentan escasez de murciélagos, estando únicamente habitadas por especies ubicuas, por lo que muy probablemente no se puedan considerar como cuevas que potencialmente puedan albergar colonias estables de esta especie, aunque si pudieran acoger ejemplares solitarios. Si se excluyen estas dos cuevas del rango de distribución potencial monitorizado, se obtuvienen resultados positivos en el 60% de los refugios potencialmente habitables por la especie de los que se dispone información.

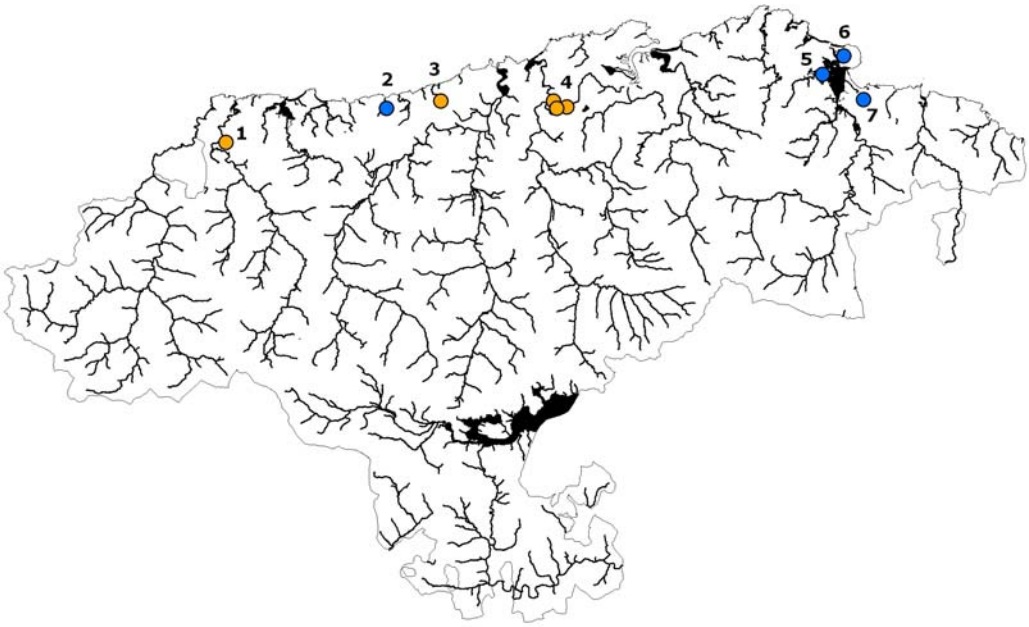


Figura III.17. Red de cuevas censadas. En naranja las cuevas en las que se han localizado colonias de *Rhinolophus hipposideros*. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja-Cubillo-Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja.

A tenor de resultados obtenidos se podría considerar que el área de distribución de la especie en Cantabria se evalúa como "**favorable**". Sin embargo, hay que considerar que tan solo se disponen de datos para 7 cuevas y que, además, esta especie utiliza muy a menudo construcciones humanas como refugios para establecer colonias, siendo en este caso muy vulnerable frente a derribos, rehabilitaciones urbanísticas y molestias de origen antrópico u ocasionadas por otras especies, como palomas etc. Por lo tanto, para emitir un diagnóstico sólido de este indicador del estado de conservación, se debería disponer de prospecciones en un mayor número de cuevas, así como de información relativa a las posibles colonias que se desarrollen en ambientes urbanos o rurales.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para valorar el tamaño de las poblaciones (p.e. colonias) de esta especie se debe aplicar el método descrito por el Joint Nature Conservation Comittee (2004), en el que se propone aplicar la siguiente relación para evaluar esta variable poblacional:

$$\frac{(N\ promedio \times N\ referencia)}{N\ promedio} \times 100$$

Donde:

1. *N promedio*: Es el número medio de ejemplares de la población/colonia valorada en los años en los que se disponga de tal información, siendo aconsejable aportar datos de al menos 10 años consecutivos en periodo de cría o de hibernación (nunca mezclando ambas épocas).

2. *N referencia*: Es el tamaño poblacional que se puede considerar como adecuado para garantizar la conservación a largo plazo de la población/colonia evaluada.

Partiendo de bases de datos con información de 10 años, esta variable se considera suficiente si la tasa de descenso poblacional no supera valores del 25%, lo que supone un promedio del 2,5% anual. En caso de contar con bases de datos que representen series anuales más escasas, se deberá revisar este valor de corte. La metodología para censar refugios de murciélagos, tanto en periodo de cría como de hibernación, de manera que los datos obtenidos puedan ser utilizados para calcular la fórmula propuesta, queda detallada en Joint Nature Conservation Comittee (2004).

Al no disponer de información adecuada para valorar la dinámica que muestra el tamaño de las poblaciones/colonias de *R. hipposideros* en Cantabria, esta variable se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

Para valorar la estructura de las colonias de esta especie se debe tener en cuenta su *productividad*. Para valorar esta variable poblacional se considera que las hembras

adultas tienen una cría por año, comenzando a criar a partir del segundo año, aunque es relativamente frecuente que ya el primer año puedan generar descendencia (Migens, 2005). Si bien en los refugios de cría puede aparecer algún macho, lo más común es que sólo se encuentren hembras (Migens, 2005), por lo que en estos refugios, en época de cría, se debe observar un número de crías y adultos similar para considerar esta variable como favorable.

Debido a la falta de datos esta variable se ha diagnosticado como "**desconocida**".

Vulnerabilidad

Para valorar la vulnerabilidad de esta especie frente a las presiones antrópicas se debe evaluar la afección que se genera sobre sus refugios, en este caso mayoritariamente cuevas y determinadas edificaciones, aunque también es posible encontrar ejemplares aislados en otro tipo de refugios (Migens, 2005). Debido a la falta de datos que permitan valorar la vulnerabilidad de las colonias inventariadas, se requeriría caracterizar las posibles alteraciones que afectan a los refugios prospectados, así como a otras posibles cuevas o construcciones habitadas por la especie, para emitir un diagnóstico respecto a la vulnerabilidad de la especie.

Debido a la falta de datos, la vulnerabilidad de *R. hipposideros* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *R. hipposideros* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

Migens, E. 2005. *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800). Murciélago pequeño de herradura. En Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Palmo, L. J. & Gisbert, J. (Eds). Ministerio de Medio Ambiente (DGB-MIMAM). Gobierno de España.

Especie 1304. *Rhinolophus ferrumequinum* (murciélago grande de herradura)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Rhinolophus ferrumequinum* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria (García & González, 2005 a, b).

Área de distribución

El área de distribución de *R. ferrumequinum* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan colonias de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlas, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *R. ferrumequinum* no llega al 60% del total de cuevas consideradas.

La presencia de *R. ferrumequinum* se ha confirmado en las 7 cuevas en las que se dispone de censos de quirópteros (García & González, 2005 a, b), lo que supone un 100% de resultados positivos (Figura III.18). Por lo tanto, los resultados disponibles en la actualidad indican que esta especie presenta un área de distribución "**favorable**" en Cantabria. Esta valoración también se confirma tras revisar la distribución dada por De Paz (2005), donde se indica la presencia de la especie en todo el litoral de la región, así como en buena parte del área interior.

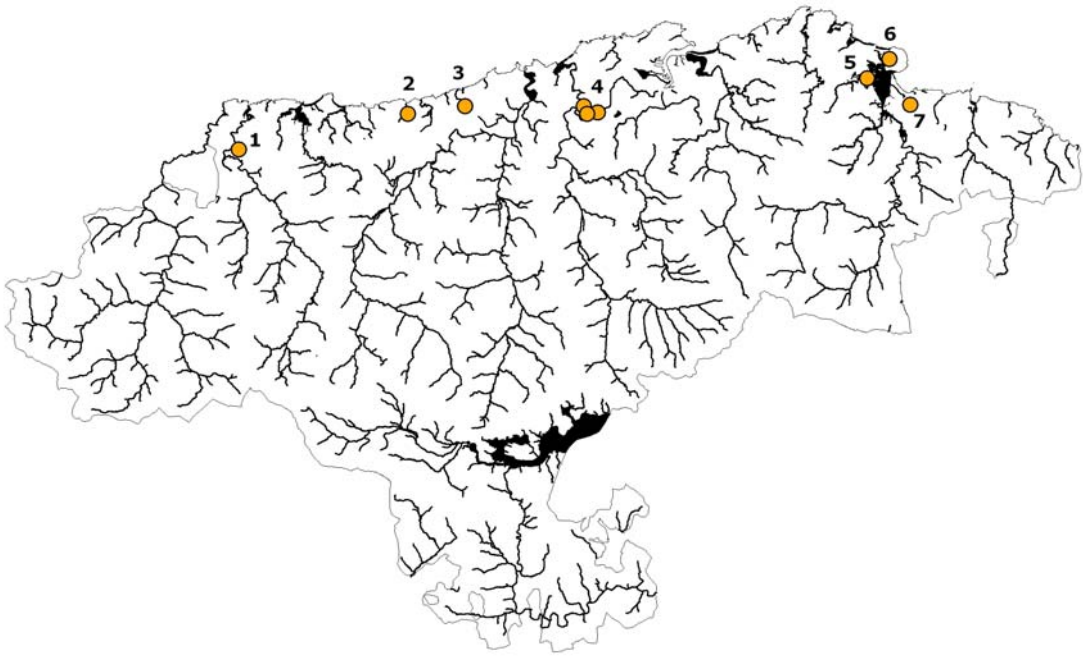


Figura III.18. Red de cuevas con censos de quirópteros. En todas las cuevas prospectadas se certificó la presencia de colonias de *Rhinolophus ferrumequinum*. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja-Cubillo-Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para valorar el tamaño de las poblaciones (p.e. colonias) de esta especie se debe aplicar el método descrito por el Joint Nature Conservation Comittee (2004), en el que se propone aplicar la siguiente relación para evaluar esta variable poblacional:

$$\frac{(N\ promedio \times N\ referencia)}{N\ promedio} \times 100$$

Donde:

1. *N promedio*: Es el número medio de ejemplares de la población/colonia valorada en los años en los que se disponga de tal información, siendo aconsejable aportar datos de al menos 10 años consecutivos en periodo de cría o de hibernación (nunca mezclando ambas épocas).

2. *N referencia*: Es el tamaño poblacional que se puede considerar como adecuado para garantizar la conservación a largo plazo de la población/colonia evaluada.

Partiendo de bases de datos con información de 10 años, esta variable se considera suficiente si la tasa de descenso poblacional no supera valores del 25%, lo que supone un promedio del 2,5% anual. En caso de contar con bases de datos que representen series anuales más escasas, se deberá revisar este valor de corte. La metodología para censar refugios de murciélagos, tanto en periodo de cría como de hibernación, de manera que los datos obtenidos puedan ser utilizados para calcular la fórmula propuesta, queda detallada en Joint Nature Conservation Comittee (2004).

Al no disponer de información adecuada para valorar la dinámica que muestra el tamaño de las poblaciones/colonias de *R. ferrumequinum* en Cantabria, esta variable se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

Debido al desconocimiento de variables que permitan caracterizar y valorar la estructura de las colonias de esta especie, el estado de conservación de *R. ferrumequinum* se diagnostica atendiendo exclusivamente a su área de distribución y al tamaño de sus poblaciones/colonias.

Vulnerabilidad

Para valorar la vulnerabilidad de esta especie frente a las presiones antrópicas se debe evaluar la afección que se genera sobre sus refugios, en este caso mayoritariamente cuevas y determinadas edificaciones, aunque también es posible encontrar colonias en otro tipo de refugios (De Paz, 2005). Debido a la falta de datos que permitan valorar la

vulnerabilidad de las colonias inventariadas, se requeriría caracterizar las posibles alteraciones que afectan a los refugios prospectados, así como a otras posibles cuevas o construcciones habitadas por la especie.

Debido a la falta de datos, la vulnerabilidad de *R. ferrumequinum* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *R. ferrumequinum* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

De Paz, O. 2005. *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). Murciélago grande de herradura. En Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Palmo, L. J. & Gisbert, J. (Eds). Ministerio de Medio Ambiente (DGB-MIMAM). Gobierno de España.

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

Especie 1305. *Rhinolophus euryale* (murciélago mediterráneo de herradura)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Rhinolophus euryale* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria (García & González, 2005 a, b).

Área de distribución

El área de distribución de *R. euryale* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan colonias de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlas, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *R. euryale* no llega al 60% del total de cuevas consideradas.

La presencia de *R. euryale* se ha confirmado en 3 de las 7 cuevas prospectadas (cuevas del Rejo, de Villegas y de La Rogeria; García & González, 2005 a, b), lo que supone un 43% de resultados positivos (Figura III.19). Sin embargo, como se ha comentado anteriormente para *R. hipposideros*, 2 de las cuevas monitorizadas (cuevas del Convento de Montehano y del Merino) presentan escasez de murciélagos, estando únicamente habitadas por especies ubicuas, por lo que muy probablemente no se puedan considerar como cuevas que potencialmente puedan albergar colonias estables de esta especie, aunque si pudieran acoger ejemplares solitarios. Si se excluyen estas dos cuevas del rango de distribución potencial monitorizado, se obtuvieron resultados positivos en el 60% de los refugios potencialmente habitables por la especie de los que se dispone información.

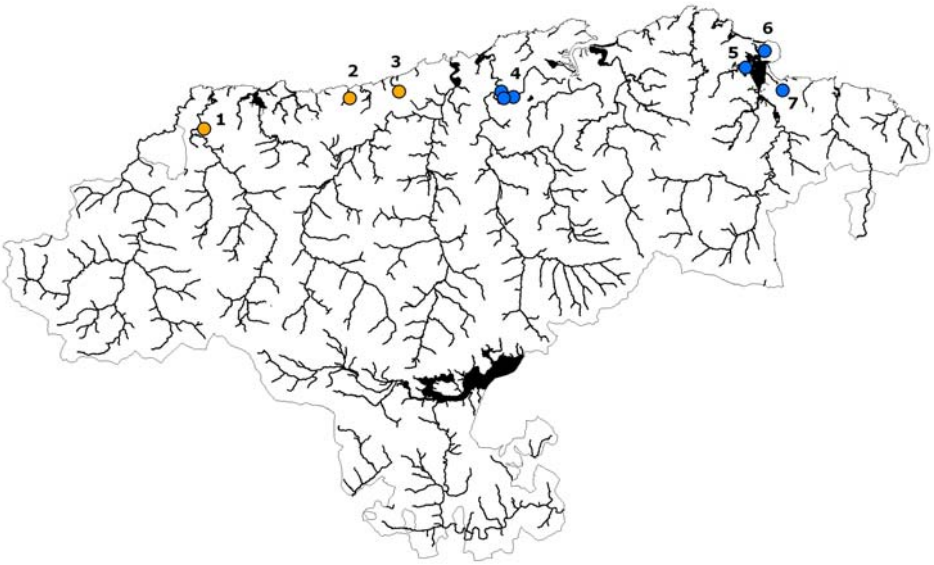


Figura III.19. Red de cuevas con censos de quirópteros. En naranja las cuevas en las que se han localizado colonias de *Rhinolophus euryale*. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja-Cubillo-Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja.

Según estos resultados el área de distribución de la especie en Cantabria se valora como "**favorable**". Sin embargo, hay que considerar que tan solo se disponen de datos para 7 cuevas, por lo que para emitir un diagnóstico sólido de este indicador del estado de conservación se debería disponer de prospecciones en un mayor número de refugios (cuevas). Esta especie es más especialista en el uso de refugios que *R. hipposideros* y *R. ferrumequinum*, seleccionando mayoritariamente refugios cavernícolas (Goiti & Aihartza, 2005), por lo que en este caso la falta de datos correspondientes a colonias que se desarrollan en edificaciones no parece reflejar un déficit en la información, como se indicó anteriormente para *R. hipposideros* y *R. ferrumequinum*.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para valorar el tamaño de las poblaciones (p.e. colonias) de esta especie se debe aplicar el método descrito por el Joint Nature Conservation Comittee (2004), en el que se propone aplicar la siguiente relación para evaluar esta variable poblacional:

$$\frac{(N\ promedio \times N\ referencia)}{N\ promedio} \times 100$$

Donde:

1. *N promedio*: Es el número medio de ejemplares de la población/colonia valorada en los años en los que se disponga de tal información, siendo aconsejable aportar datos de al menos 10 años consecutivos en periodo de cría o de hibernación (nunca mezclando ambas épocas).

2. *N referencia*: Es el tamaño poblacional que se puede considerar como adecuado para garantizar la conservación a largo plazo de la población/colonia evaluada.

Partiendo de bases de datos con información de 10 años, esta variable se considera suficiente si la tasa de descenso poblacional no supera valores del 25%, lo que supone un promedio del 2,5% anual. En caso de contar con bases de datos que representen series anuales más escasas, se deberá revisar este valor de corte. La metodología para censar refugios de murciélagos, tanto en periodo de cría como de hibernación, de manera que los datos obtenidos puedan ser utilizados para calcular la fórmula propuesta, queda detallada en Joint Nature Conservation Comittee (2004).

Al no disponer de información adecuada para valorar la dinámica que muestra el tamaño de las poblaciones/colonias de *R. euryale* en Cantabria, esta variable se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

Para valorar la estructura de las colonias de esta especie se debe tener en cuenta su *productividad*. Para valorar esta variable poblacional se considera que las hembras adultas tienen una cría por año, comenzando a criar a partir del segundo año (Goiti & Aihartza, 2005). Para valorar esta variable poblacional se deben detectar los refugios de cría de la especie tras los partos, los cuales se pueden dar entre los meses de junio y agosto, según localización geográfica. Para que esta variable se considere favorable, se debe detectar un número similar de neonatos y hembras adultas en los refugios de cría tras la época de partos.

Vulnerabilidad

Para valorar la vulnerabilidad de esta especie frente a las presiones antrópicas se debe evaluar la afección que se genera sobre sus refugios. Debido a la falta de datos que permitan valorar la vulnerabilidad de las colonias inventariadas, se requeriría caracterizar las posibles alteraciones que afecten a los refugios prospectados, así como a otras posibles cuevas habitadas por la especie.

Debido a la falta de datos, la vulnerabilidad de *R. euryale* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *R. euryale* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Goiti, U. & Aihartza, J.R. 2005. *Rhinolophus euryale* (Blasius, 1853). Murciélago mediterráneo de herradura. En Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Palmo, L. J. & Gisbert, J. (Eds). Ministerio de Medio Ambiente (DGB-MIMAM). Gobierno de España.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

Especie 1307. *Myotis blythii* (murciélago ratonero mediano)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Myotis blythii* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria (García & González, 2005 a, b).

Área de distribución

El área de distribución de *M. blythii* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan colonias de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlas, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *M. blythii* no llega al 60% del total de cuevas consideradas.

En ninguna de las 7 cuevas prospectadas en los años 2003 y 2004 se localizó la presencia de *M. blythii*, habiéndose encontrado una posible cita de la especie para la Cueva del Rejo en el año 1977 (García & González, 2005 a). Por lo tanto, aunque Nogueras & Garrido (2005) indican su presencia en alguna de las cuevas representadas en la Figura III.20, las últimas prospecciones aportan resultados negativos, por lo que su presencia no se puede confirmar. Ya que los últimos censos realizados apuntan a la inexistencia de colonias de esta especie en todas las cuevas prospectadas (García & González, 2005 a, b), el área de distribución de la especie en Cantabria recibe una valoración "**insuficiente**".

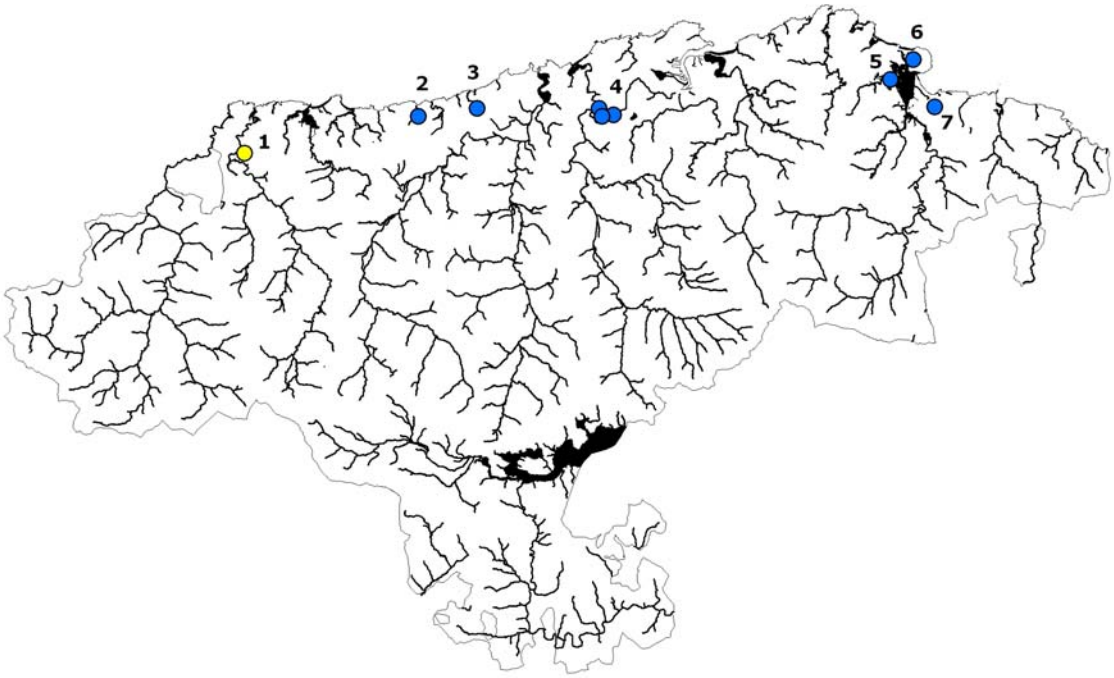


Figura III.20. Red de cuevas con censos de quirópteros. En amarillo la cueva para la que hay una cita de *Myotiis blythii* en el año 1977. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja-Cubillo-Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja.

Una vez realizada esta primera aproximación para evaluar el área de distribución de *M. blythii*, habría que considerar que determinados informes apuntan a que esta especie pudiera estar más vinculada con refugios localizados, por ejemplo, en grietas de troncos de grandes árboles (Joint Nature Conservation Comittee, 2004). Debido al actual desconocimiento sobre la ecología de *M. blythii*, es conveniente realizar los estudios apropiados para determinar los refugios más utilizados por esta especie. Cuando se determine con exactitud las preferencias que muestra *M. blythii* en la selección de refugios, se podrá proponer una metodología más adecuada para valorar su área de distribución o, por el contrario, mantener la metodología aplicada en el presente Plan Marco si se observa que sus principales refugios se corresponden con hábitats cavernícolas.

En caso de que se observe que esta especie muestra preferencia por refugios de escasa entidad, como las grietas de árboles, se deberá realizar un muestreo sistemático de todas las cuadrículas UTM de 10x10 km que muestren potencialidad para albergar ejemplares de esta especie, considerando que *M. blythii* muestra predilección por prados de siega y pastizales en altitudes que van desde el nivel del mar hasta los 1300 m. (Nogueras & Garrido, 2005). Los muestreos se pueden realizar mediante prospección directa de refugios, por empleo de redes quiropterológicas, de trampas de arpa en zonas de paso y bebederos o mediante detectores de ultrasonido y posterior análisis sonográfico (ver Aihartza, 2001).

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

En caso de que se confirme la preferencia de esta especie por el uso de cuevas como refugio, el tamaño de sus poblaciones se valorará atendiendo a la propuesta realizada por el Joint Nature Conservation Comittee (2004) para colonias de murciélagos, según la cual el tamaño de las colonias de murciélagos se evalúa atendiendo a la siguiente relación matemática:

$$\frac{(N\ promedio \times N\ referencia)}{N\ promedio} \times 100$$

Donde:

1. *N promedio*: Es el número medio de ejemplares de la población/colonia valorada en los años en los que se disponga de tal información, siendo aconsejable aportar datos de al menos 10 años consecutivos en periodo de cría o de hibernación (nunca mezclando ambas épocas).

2. *N referencia*: Es el tamaño poblacional que se puede considerar como adecuado para garantizar la conservación a largo plazo de la población/colonia evaluada.

Partiendo de bases de datos con información de 10 años, esta variable se considera suficiente si la tasa de descenso poblacional no supera valores del 25%, lo que supone

un promedio del 2,5% anual. En caso de contar con bases de datos que representen series anuales más escasas, se deberá revisar este valor de corte. La metodología para censar refugios de murciélagos, tanto en periodo de cría como de hibernación, de manera que los datos obtenidos puedan ser utilizados para calcular la fórmula propuesta, queda detallada en Joint Nature Conservation Comittee (2004).

Por otro lado, si se confirma que esta especie muestra predilección por refugios de escasa entidad, la valoración del tamaño de sus colonias no se podrá realizar mediante la metodología descrita anteriormente, por lo que se recomienda utilizar técnicas de marcaje y recaptura.

Al no disponer de información adecuada para valorar la dinámica que muestra el tamaño de las poblaciones/colonias de *M. blythii* en Cantabria, esta variable se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

Debido al gran desconocimiento que se tiene sobre la ecología de la especie no resulta sencillo proponer variables que permitan caracterizar y valorar la estructura de las colonias de esta especie, por lo que para valorar el estado de conservación de *M. blythii* se utiliza exclusivamente su área de distribución y el tamaño de sus poblaciones/colonias.

Vulnerabilidad

Como se ha mencionado en los indicadores anteriores, para valorar la vulnerabilidad de esta especie frente a distintas perturbaciones antrópicas se debería confirmar si esta especie utiliza las cuevas como refugio. De ser así, para valorar la vulnerabilidad de *M. blythii* se requeriría caracterizar las posibles alteraciones que afectan a las cuevas en las que se albergan las colonias de esta especie.

Debido a la falta de datos, la vulnerabilidad de *M. blythii* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *M. blythii* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

Nogueras, J. & Garrido, J.A. 2005. *Myotis blythii* (Tomes, 1857). Murciélago ratonero mediano. En Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Palmo, L. J. & Gisbert, J. (Eds). Ministerio de Medio Ambiente (DGB-MIMAM). Gobierno de España.

Especie 1308. *Barbastella barbastellus* (barbastela)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Barbastella barbastellus* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria.

Área de distribución

El área de distribución de *B. barbastellus* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan colonias de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlas, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *B. barbastellus* no llega al 60% del total de cuevas consideradas.

La presencia de esta especie tan solo se ha descrito en una de las siete cuevas prospectadas en la región (cueva del Rejo), donde tan sólo se encontró un ejemplar en dos de los muestreos mensuales realizados entre los años 2003 (Diciembre) y 2004 (Enero; García & González, 2005 a, b). Atendiendo a estos resultados, el área de distribución de la especie en Cantabria recibe una valoración "**insuficiente**" (Figura III.21).

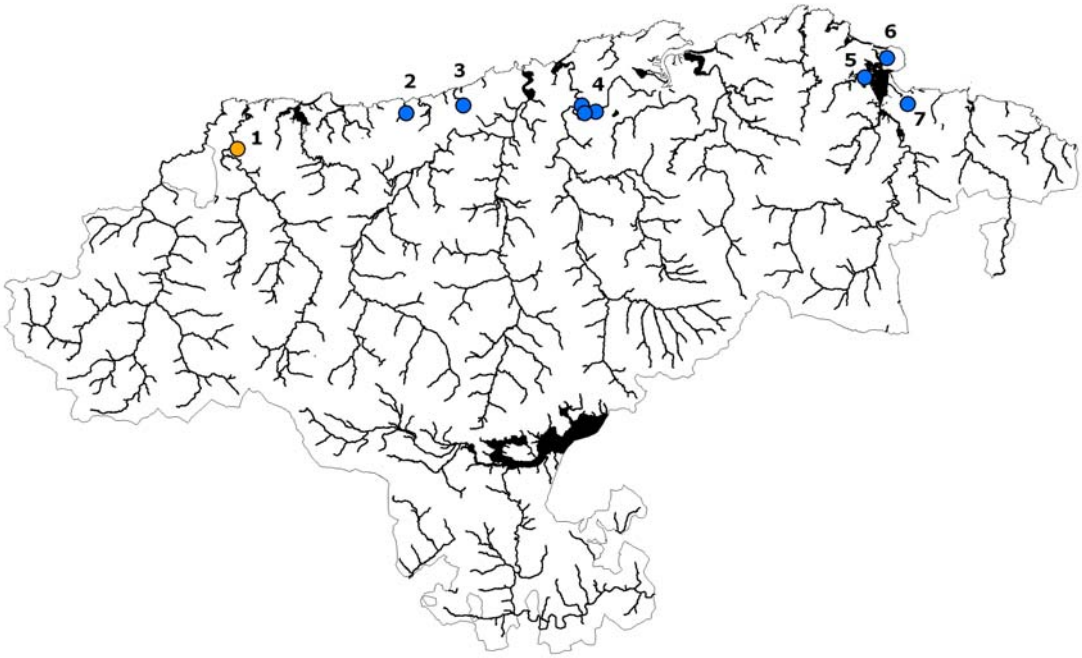


Figura III.21. Red de cuevas con censos de quirópteros. En naranja las cuevas en las que se han localizado ejemplares de *Barbastella barbastellus*. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja-Cubillo-Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja.

Sin embargo, se ha descrito que esta especie utiliza preferentemente como refugios oquedades en árboles, grietas, cajas artificiales o edificios, utilizando en menor medida los refugios subterráneos en periodo de invernada (p.e. cuevas; Schober & Grimberger, 1987; Joint Nature Conservation Comittee, 2004). Por lo tanto, el inventario de cuevas utilizado para evaluar su área de distribución (García & González, 2005 a, b) pudiera no

ser adecuado para evaluar este indicador del estado de conservación, ya que, de confirmarse la preferencia indicada en la selección de refugios, el citado inventario no aportaría la información apropiada para realizar el diagnóstico de la distribución de esta especie.

De confirmarse que esta especie selecciona preferentemente refugios de escasa entidad, se debería realizar un muestreo sistemático de todas las cuadrículas UTM de 10x10 km que muestren potencialidad para albergar colonias de *B. barbastellus*, considerando que esta especie muestra predilección por ambientes forestales en altitudes que van desde el nivel del mar hasta los 2000 m (Aellen, 1983), aunque en España no suele sobrepasar los 1300 m (González, 2005). Los muestreos se pueden realizar mediante prospección directa de refugios, por empleo de redes quiropterológicas, de trampas de arpa en zonas de paso y bebederos, o mediante detectores de ultrasonido y posterior análisis sonográfico (ver Aihartza, 2001).

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Debido al carácter poco gregario de la especie, que suele aparecer en grupos con menos de 15 ejemplares (González, 2005), así como a su citada predilección por ocupar refugios de escasa entidad, la valoración del tamaño de sus colonias no se puede realizar mediante la metodología descrita anteriormente para otras especies de los géneros *Rhinolophus* y *Myotis*, por lo que se recomienda utilizar técnicas de marcaje y recaptura. Igualmente, también se debería marcar con radiotransmisores determinados individuos para tratar de localizar áreas de cría, las cuales en ocasiones pueden llegar a albergar hasta 80 ejemplares, como se ha descrito en la vecina Asturias (González, 2005). La localización de este tipo de colonias sería importante para emitir un diagnóstico adecuado del tamaño de las poblaciones/colonias de esta especie.

Debido a la inexistencia de datos que reflejen el tamaño de las poblaciones/colonias de esta especie, este indicador se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

A causa del gran desconocimiento que se tiene sobre la ecología de la especie no resulta sencillo proponer variables que permitan caracterizar y valorar la estructura de las colonias de *B. barbastellus*, por lo que para valorar el estado de conservación de esta especie se utiliza exclusivamente su área de distribución y el tamaño de sus poblaciones/colonias.

Vulnerabilidad

Como se ha mencionado para los indicadores anteriores, para valorar la vulnerabilidad de esta especie frente a distintas perturbaciones antrópicas se debería confirmar si esta especie utiliza las cuevas como refugio. De ser así, para valorar la vulnerabilidad de *B.*

barbastellus se requeriría caracterizar las posibles alteraciones que afecten a las cuevas en las que se albergan las colonias de esta especie.

Debido a la falta de datos, la vulnerabilidad de *B. barbastellus* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *B. barbastellus* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Aihartza, J. R. 2001. Quirópteros de Araba, Bizkaia y Gipuzkoa: distribución, ecología y conservación. Universidad del País Vasco. España.

Aellen, V. 1983. Migrations des chauves-souris au col de Bretolet (Valais). Bonn. Zool. Beitrage, 34: 3-27.

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

González, F. 2005. *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774). Barbastela. En Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Palmo, L. J. & Gisbert, J. (Eds). Ministerio de Medio Ambiente (DGB-MIMAM). Gobierno de España.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

Schober, W & Grimberger, E. (1987). Die Fledemäus Europas. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Especie 1310. *Miniopterus schreibersii* (murciélago de cueva)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Miniopterus schreibersii* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria.

Área de distribución

El área de distribución de *M. schreibersii* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan colonias de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlas, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *M. schreibersii* no llega al 60% del total de cuevas consideradas.

La presencia de *M. schreibersii* se ha confirmado en 6 de las 7 cuevas en las que se dispone de censos de quirópteros (García & González, 2005 a, b), lo que supone un 86 % de resultados positivos (Figura III.22). Por lo tanto, los resultados disponibles en la actualidad indican que esta especie presenta un área de distribución "**favorable**" en Cantabria. Esta distribución coincide con la proporcionada por De Lucas (2007), quien indica que la especie está presente en todo el litoral de la región así como en algunas zonas del interior, correspondientes a la vertiente septentrional de la Cordillera Cantábrica. Sin embargo, este autor también sitúa a *M. schreibersii* en el complejo de cuevas de La Vieja-Cubillo-Los Covachos, única cueva en la que no se obtuvieron resultados positivos en las prospecciones realizadas por García & González (2005 a, B).

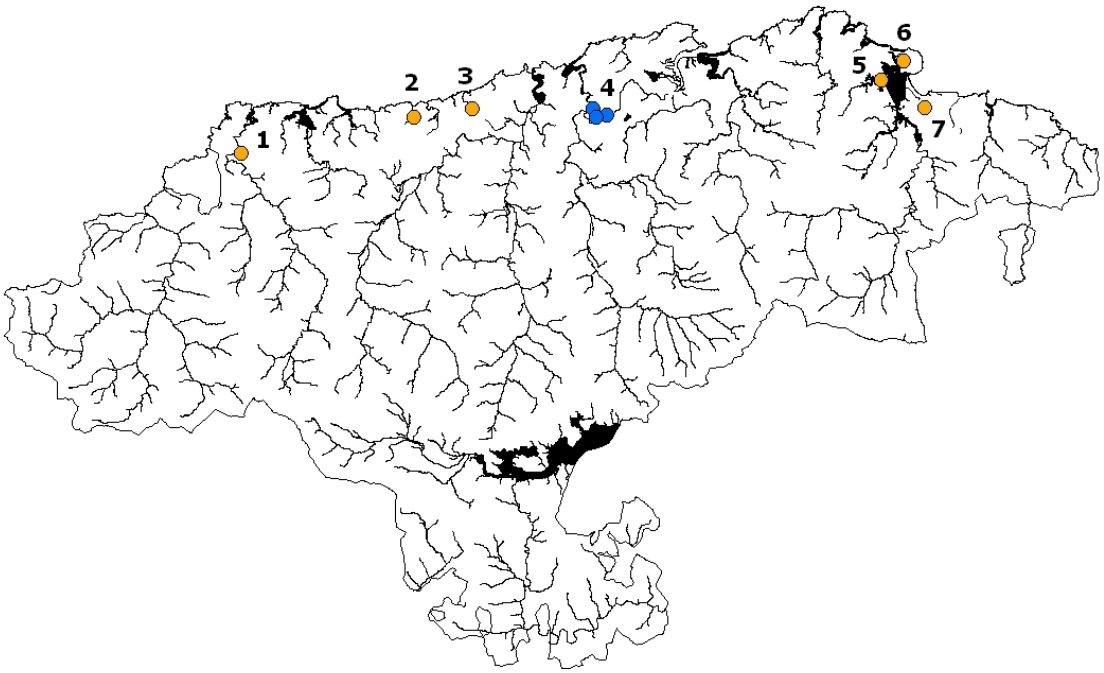


Figura III.22. Red de cuevas con censos de quirópteros. En naranja las cuevas en las que se han localizado ejemplares de *Miniopterus schreibersii*. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja-Cubillo-Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para valorar el tamaño de las poblaciones (p.e. colonias) de esta especie se debe aplicar el método descrito por el Joint Nature Conservation Comittee (2004), en el que se propone aplicar la siguiente relación para evaluar esta variable poblacional:

$$\frac{(N\ promedio \times N\ referencia)}{N\ promedio} \times 100$$

Donde:

3. *N promedio*: Es el número medio de ejemplares de la población/colonia valorada en los años en los que se disponga de tal información, siendo aconsejable aportar datos de al menos 10 años consecutivos en periodo de cría o de hibernación (nunca mezclando ambas épocas).

4. *N referencia*: Es el tamaño poblacional que se puede considerar como adecuado para garantizar la conservación a largo plazo de la población/colonia evaluada.

Partiendo de bases de datos con información de 10 años, esta variable se considera suficiente si la tasa de descenso poblacional no supera valores del 25%, lo que supone un promedio del 2,5% anual. En caso de contar con bases de datos que representen series anuales más escasas, se deberá revisar este valor de corte. La metodología para censar refugios de murciélagos, tanto en periodo de cría como de hibernación, de manera que los datos obtenidos puedan ser utilizados para calcular la fórmula propuesta, queda detallada en Joint Nature Conservation Comittee (2004).

Se ha descrito que esta especie utiliza distintas cuevas muy cercanas para realizar el apareamiento y el alumbramiento (García & González, 2005 a, b), por lo que en este caso es necesario determinar los desplazamientos de las colonias para no duplicar registros ni detectar falsas mortalidades.

Al no disponer de información adecuada para valorar la dinámica que muestra el tamaño de las poblaciones/colonias de *M. schreibersii* en Cantabria, esta variable se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

Para valorar la estructura de las colonias de esta especie se debe tener en cuenta su *productividad*. Para ello, se considera que las hembras adultas tienen una sola cría por año, alcanzando la madurez sexual en su segundo año de vida (De Lucas, 2007). Para valorar esta variable poblacional se deben detectar los refugios de cría de la especie tras los partos, los cuales se pueden dar entre finales de junio y principios de julio. Para que esta variable se considere favorable, se debe detectar un número similar de neonatos y hembras adultas en los refugios de cría tras la época de partos.

Vulnerabilidad

La valoración de la vulnerabilidad de esta especie, frente a las presiones antrópicas, debe evaluar la afección que se genera sobre sus refugios (cuevas, minas y túneles). Debido a la falta de datos que permitan valorar la vulnerabilidad de las colonias inventariadas, se requeriría caracterizar las posibles alteraciones que afectan a los refugios prospectados, así como a otras posibles cuevas habitadas por la especie, para emitir un diagnóstico respecto a la vulnerabilidad de *M. schreibersii*.

Debido a la falta de datos, la vulnerabilidad de *M. schreibersii* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *M. schreibersii* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

De Lucas, J. 2007. *Miniopterus schreibersii* (Kuhl, 1817). Murciélago de cueva. En: Atlas y Libro Rojo de mamíferos terrestres de España. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

Especie 1323. *Myotis bechsteinii* (murciélago ratonero forestal)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Myotis bechsteinii* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria.

Área de distribución

El área de distribución de *M. bechsteinii* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan individuos de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlos, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *M. bechsteinii* no llega al 60% del total de cuevas consideradas.

En ninguna de las 7 cuevas prospectadas en los años 2003 y 2004 (García & González, 2005 a, b) se localizó la presencia de *M. bechsteinii* (Figura III.23).

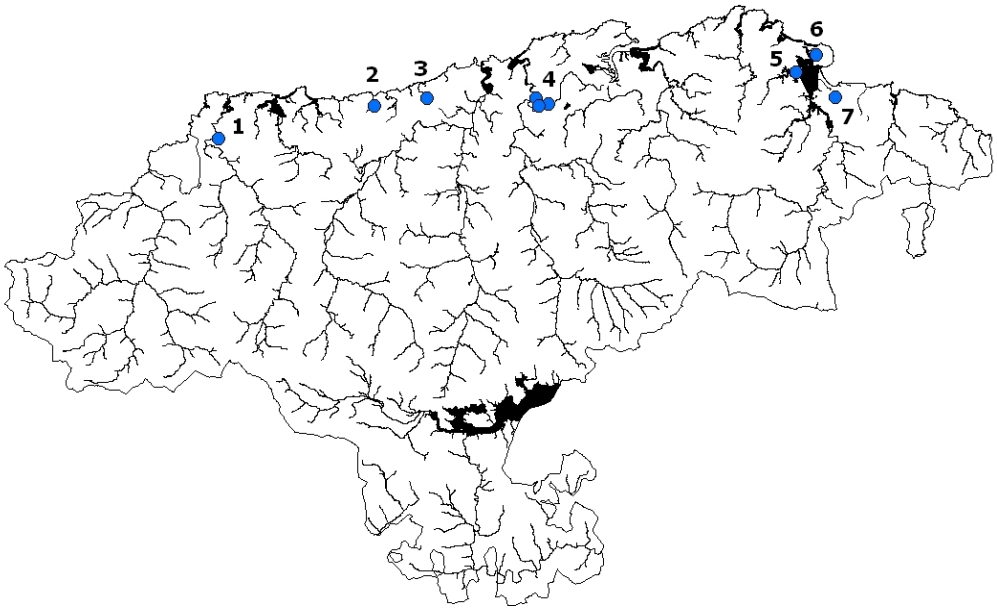


Figura III.23. Red de cuevas con censos de quirópteros. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja: Cubillo: Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja. *Myotis bechsteinii* no se localizó en ninguna de ellas.

Hay que destacar que, aunque algunos autores indican que esta especie utiliza refugios subterráneos en periodo de invernada (p.e. cuevas, túneles o minas; Carro, 2005), *M. bechsteinii* también se ha descrito como una especie forestal que selecciona como refugios oquedades en árboles viejos de bosques, tanto caducifolios como de coníferas, e incluso la madera de edificios viejos (MMARM, 1999; Joint Nature Conservation Comittee, 2004; Carro, 2005). Por lo tanto, el inventario de cuevas utilizado para evaluar su área de distribución (García & González, 2005 a, b) sólo resultaría adecuado si se confirma que la especie hiberna de forma generalizada en las cuevas prospectadas.

Como primera aproximación, hasta que se disponga de la información necesaria para determinar con seguridad su área de distribución, tanto real como potencial, se considera que este indicador del estado de conservación es "**insuficiente**" para *M. bechsteinii*.

En el caso de que las cuevas no resulten ser el hábitat preferente de invernada para esta especie se debería realizar un muestreo sistemático de todas las cuadrículas UTM de 10 x 10 km que muestren potencialidad para albergar ejemplares de esta especie, considerando que muestra predilección por ambientes forestales con altitudes comprendidas entre los 0 y los 1.500 m, y que las colonias de cría suelen estar por debajo de los 800 m (MMARM, 1999). Los muestreos se pueden realizar mediante prospección directa de refugios, por empleo de redes quiropterológicas, de trampas de arpa en zonas de paso y bebederos o mediante detectores de ultrasonido y posterior análisis sonográfico (ver Aihartza, 2001).

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Debido al marcado carácter individualista de la especie, cuyos ejemplares suelen observarse aislados, no habiéndose descrito colonias con más de 20 individuos en España (Carro, 2005), así como a su citada predilección por ocupar refugios de escasa entidad, la valoración del tamaño de sus colonias no se puede realizar mediante la metodología descrita anteriormente para otras especies de los géneros *Rhinolophus* y *Myotis*, por lo que se recomienda utilizar técnicas de marcaje y recaptura para valorar el tamaño de las poblaciones de esta especie. Igualmente, también se debería marcar con radiotransmisores determinados individuos para tratar de localizar áreas de cría. La localización de este tipo de colonias sería importante para emitir un diagnóstico adecuado del tamaño de las poblaciones/colonias de esta especie.

Como consecuencia de la inexistencia de datos que reflejen el tamaño de las poblaciones/colonias de esta especie, este indicador se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

Debido al gran desconocimiento que se tiene sobre la ecología de la especie no resulta sencillo proponer variables que permitan caracterizar y valorar la estructura de las colonias de *M. bechsteinii*, por lo que para valorar su estado de conservación se utiliza exclusivamente su área de distribución y el tamaño de sus poblaciones/colonias.

Vulnerabilidad

La definición de la vulnerabilidad de esta especie requiere caracterizar las posibles alteraciones que afecten a los hábitats que utiliza. Así, en el cálculo de la vulnerabilidad se deben incluir tanto las perturbaciones antrópicas que afectan a los bosques utilizados

por la especie como las que alteran las cuevas en las que hiberna, siempre que se confirme la utilización de las cuevas como refugio de invernada.

Debido a la falta de datos sobre la distribución actual de la especie en Cantabria, la vulnerabilidad de *M. bechsteinii* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *M. bechsteinii* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Aihartza, J. R. 2001. Quirópteros de Araba, Bizkaia y Gipuzkoa: distribución, ecología y conservación. Universidad del País Vasco. España.

Carro, F. 2005. *Myotis bechsteinii* (Kulh, 1817). Murciélago ratonero forestal. En Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Palmo, L. J. & Gisbert, J. (Eds). Ministerio de Medio Ambiente (DGB-MIMAM). Gobierno de España.

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

MMAMR. 1999. Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Ficha VER/364.

Especie 1324. *Myotis myotis* (murciélago ratonero grande)

Para emitir un diagnóstico del estado de conservación de *Myotis myotis* se han utilizado los censos de quirópteros realizados en determinadas cuevas localizadas en espacios de la red Natura 2000 en Cantabria.

Área de distribución

El área de distribución de *M. myotis* se evalúa atendiendo al número de cuevas que albergan colonias de esta especie, con respecto al número de cuevas que potencialmente pudieran albergarlas, considerándose "insuficiente" si el número de cuevas habitadas por *M. myotis* no llega al 60% del total de cuevas consideradas.

La presencia de *M. myotis* se ha confirmado en 4 de las 7 cuevas en las que se dispone de censos de quirópteros (García & González, 2005 a, b), lo que supone un 57% de resultados positivos (Figura III.24). Sin embargo, 2 de las cuevas monitorizadas (cuevas del Convento de Montehano y del Merino) presentan escasez de murciélagos, estando únicamente habitadas por especies ubicuas, por lo que muy probablemente no se puedan considerar como cuevas que potencialmente puedan albergar colonias estables de esta especie, aunque si pudieran acoger ejemplares solitarios. Si se excluyen estas dos cuevas del rango de distribución potencial monitorizado, se obtienen resultados positivos en más del 60% de los refugios potencialmente habitables por la especie de los que se dispone información. Considerando estos resultados el área de distribución de *M. myotis* en Cantabria se evalúa como "**favorable**".

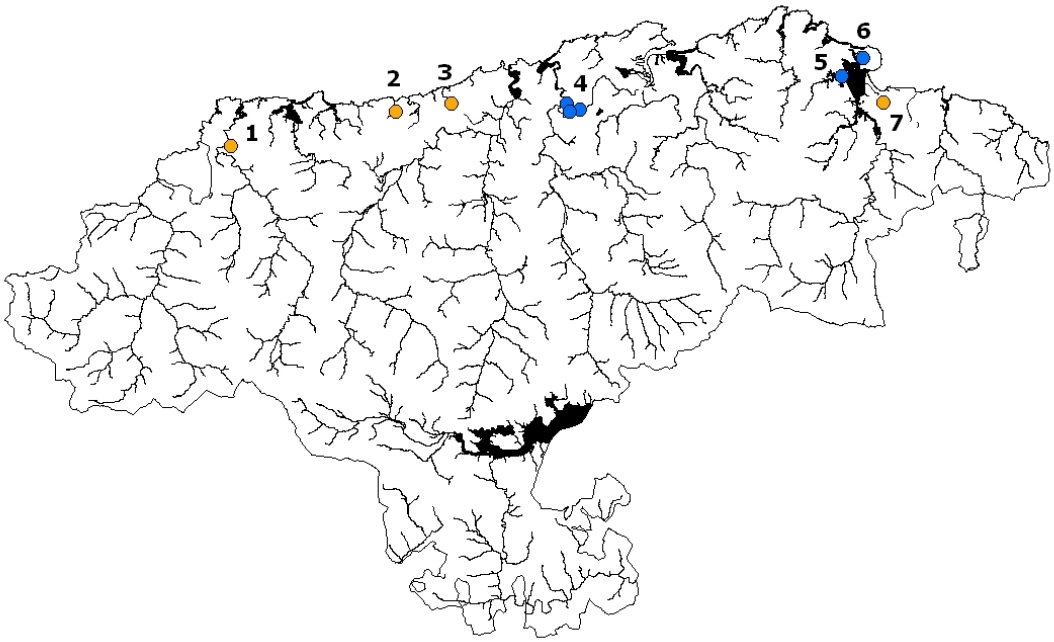


Figura III.24. Red de cuevas con censos de quirópteros. En todas las cuevas prospectadas se certificó la presencia de colonias de *M. myotis*. 1- Cueva del Rejo; 2- C. de Villegas; 3- C. de La Rogeria; 4- Complejo La Vieja: Cubillo: Los Covachos; 5- C. del Convento de Montehano; 6- C. del Merino y 7- C. de La Baja.

Hay que destacar que, aunque la especie también se suele asociar a refugios en oquedades de árboles en bosques maduros abiertos y en pastizales arbolados, así como a refugios antropófilos, como sótanos y desvanes (Garrido & Nogueras, 2005), los censos realizados por García & González (2005 a, b) parecen confirmar que en la región la especie utiliza refugios subterráneos (cuevas) durante el período de cría, como demuestra la presencia de colonias de cientos de individuos de la especie en las cuevas del Rejo, Rogería y La Baja. La ausencia de individuos en las cuevas prospectadas entre los meses de enero y abril sugiere que la especie puede realizar la hibernación en otro tipo de refugios. Por lo tanto, en Cantabria la evaluación del área de distribución de *M. myotis* a partir de censos en cuevas aporta resultados adecuados, siempre que las prospecciones no se realicen durante el periodo de hibernación.

En el trabajo de Garrido & Nogueras (2005) la distribución de la especie se representa en cuadrículas UTM de 10 x 10 Km, apareciendo un mayor número de cuadrículas en la franja litoral y en los valles de los ríos Miera y Asón. El resto de cuadrículas con presencia de la especie aparecen dispersas en la vertiente septentrional de la Cordillera Cantábrica, mientras que en la meridional sólo aparece una cuadrícula en la zona de Valderredible. Por lo tanto, sería conveniente incrementar el número de cuevas prospectadas para determinar con una mayor exactitud la distribución de la especie en el interior de la región.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para valorar el tamaño de las poblaciones (p.e. colonias) de esta especie se debe aplicar el método descrito por el Joint Nature Conservation Comittee (2004), en el que se propone aplicar la siguiente relación para evaluar esta variable poblacional:

$$\frac{(N\ promedio \times N\ referencia)}{N\ promedio} \times 100$$

Donde:

1. *N promedio*: Es el número medio de ejemplares de la población/colonia valorada en los años en los que se disponga de tal información, siendo aconsejable aportar datos de al menos 10 años consecutivos en periodo de cría o de hibernación (nunca mezclando ambas épocas).

2. *N referencia:* Es el tamaño poblacional que se puede considerar como adecuado para garantizar la conservación a largo plazo de la población/colonia evaluada.

Partiendo de bases de datos con información de 10 años, esta variable se considera suficiente si la tasa de descenso poblacional no supera valores del 25%, lo que supone un promedio del 2,5% anual. En caso de contar con bases de datos que representen series anuales más escasas, se deberá revisar este valor de corte. La metodología para censar refugios de murciélagos, tanto en periodo de cría como de hibernación, de

manera que los datos obtenidos puedan ser utilizados para calcular la fórmula propuesta, queda detallada en Joint Nature Conservation Comittee (2004).

Al no disponer de información adecuada para valorar la dinámica que muestra el tamaño de las poblaciones/colonias de *M. myotis* en Cantabria, esta variable se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

Para valorar la estructura de las colonias de esta especie se debe tener en cuenta su *productividad*. Para ello, se considera que las hembras adultas tienen una sola cría por año, alcanzando la madurez sexual en su segundo año de vida (Garrido & Nogueras, 2005). Para valorar esta variable poblacional se deben detectar los refugios de cría de la especie tras los partos, los cuales se pueden dar entre finales de junio y principios de julio. Para que esta variable se considere favorable, se debe detectar un número similar de neonatos y hembras adultas en los refugios de cría tras la época de partos.

Vulnerabilidad

La vulnerabilidad de esta especie requiere caracterizar las posibles alteraciones que afecten a los hábitats que utiliza. Así, en el cálculo de la vulnerabilidad se deben incluir tanto las perturbaciones antrópicas que afectan a los bosques y edificios utilizados por la especie, como las que alteran las cuevas en las que se produce el apareamiento y la cría.

Debido a la falta de datos sobre la distribución actual de la especie en Cantabria, la vulnerabilidad de *M. myotis* en Cantabria se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *M. myotis* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

García, J. & González, C. 2005 a. Censo de murciélagos en el LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Inventario de invertebrados cavernícolas en los LIC de la Montaña Oriental, Liébana, Cueva del Rejo y Cueva de La Rogería. Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

García, J. & González, C. 2005 b. Inventario de fauna invertebrada cavernícola y censo de murciélagos en la Cueva de La Baja (Laredo) y Cueva de Villegas (Alfoz de Lloredo). Consejería de Ganadería Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria.

Garrido, J.A. & Nogueras, J. 2005. *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). Murciélago ratonero grande. En Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Palmo, L. J. & Gisbert, J. (Eds). Ministerio de Medio Ambiente (DGB-MIMAM). Gobierno de España.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Commons Standards Monitoring Guidance for Mammals. Version August 2004.

Especie 1355. *Lutra lutra* (nutria)

Área de distribución

El área de distribución de la nutria se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

La distribución actual de la nutria en Cantabria se ha estimado a partir de los datos del último censo realizado en la región en el año 2008 (Datos no publicados). En este censo se realizaron un total de 103 prospecciones, de las cuales 65 arrojaron resultados positivos y 38 negativos. El área de distribución actual de la especie se ha estimado mediante la unión de puntos contiguos con localizaciones positivas, mientras que los puntos con resultados negativos se han considerado como zonas donde la especie no está presente y, por lo tanto, fuera de su área de distribución actual. Los resultados obtenidos siguiendo esta metodología son ciertamente restrictivos, pues en ocasiones una prospección negativa en un cauce mayoritariamente ocupado por *L. lutra* no supone que la especie no ocupe dicho tramo. Por lo tanto, esta metodología asegura resultados rigurosos y exigentes a la hora de emitir un diagnóstico favorable para este indicador del estado de conservación.

Para estimar el rango de distribución potencial de *L. lutra* en Cantabria se ha considerado que esta especie puede habitar todos los ejes fluviales y estuarios de la región, como atestigua su distribución a principios del siglo XX, cuando la nutria ocupaba la práctica totalidad de la red hidrográfica de Cantabria (Serdio *et al*., 2003; Serdio, 2008). Por lo tanto, en el presente diagnóstico se ha definido la totalidad de la red hidrográfica de Cantabria como área de distribución potencial de la especie. A su vez, se ha considerado que cada una de las cuencas hidrográficas de la región albergaría una población propia e independiente, aunque los arroyos costeros se han integrado junto con otras cuencas fluviales de mayor entidad debido a que la especie presenta una gran movilidad, pudiendo utilizar distintos cursos de agua cercanos entre sí (Jenkins, 1980). De esta forma, la red hidrográfica de la región se ha agrupado en 12 territorios/cuencas con potencialidad para albergar distintas poblaciones de nutria (Figura III.25). La consideración de poblaciones diferenciadas en cada una de estas cuencas se debe cotejar y confirmar con estudios genéticos que permitan cuantificar la capacidad de los ejemplares para desplazarse y reproducirse con ejemplares de otras cuencas.

Tras aplicar esta metodología se obtiene un área de distribución potencial para la nutria en Cantabria de 1.600 kilómetros. Los censos de 2008 cubren una longitud de unos 1.450 km, de los que 1.000 km (un 70% aproximadamente) cuentan con presencia de la especie (Figura III.26; Tabla III.18). Sin embargo, no todas las cuencas están habitadas por la especie en la actualidad, estando ausente en las cuencas de los ríos Campiazo o Agüera. A pesar de ello, estos datos atestiguan la recuperación de la nutria en Cantabria, que en las últimas décadas ha avanzado desde las cuencas más occidentales hacia el este de la región. Así, se han obtenido prospecciones positivas en los ríos Miera y Asón,

donde la especie no había sido detectada en los censos previos (Serdio *et al.*, 2003). Además, también hay que considerar la presencia de la especie en embalse del Ebro, lo que sin duda incrementa significativamente el porcentaje dado en relación a la ocupación de los cauces fluviales.

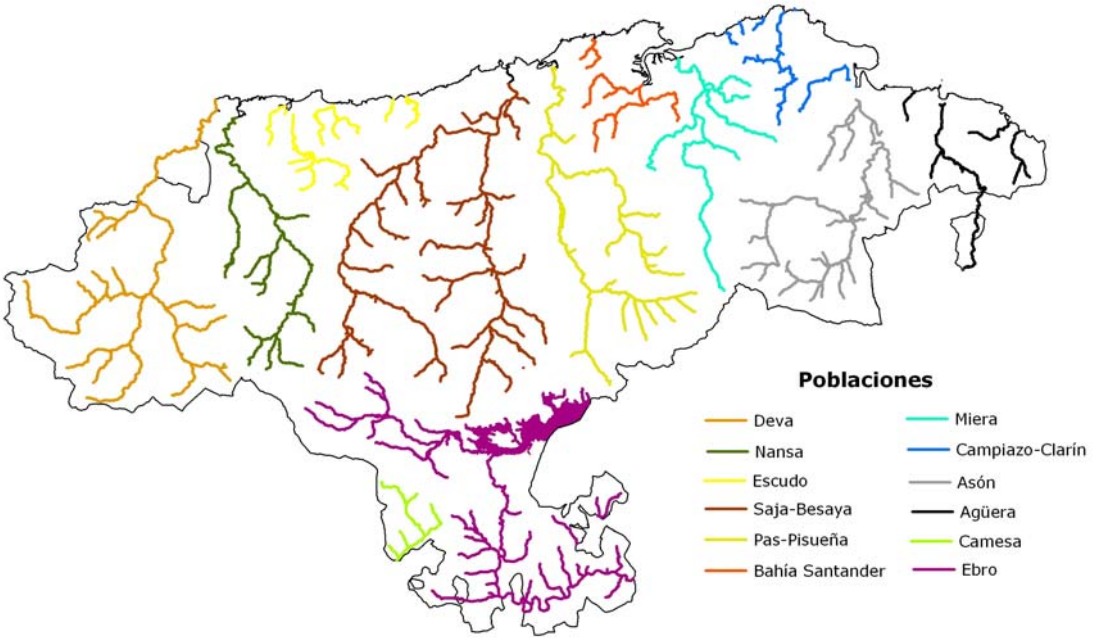


Figura III.25. Red hidrográfica de Cantabria dividida en territorios que podrían albergar poblaciones diferenciadas de nutria (*Lutra lutra*; naranja).

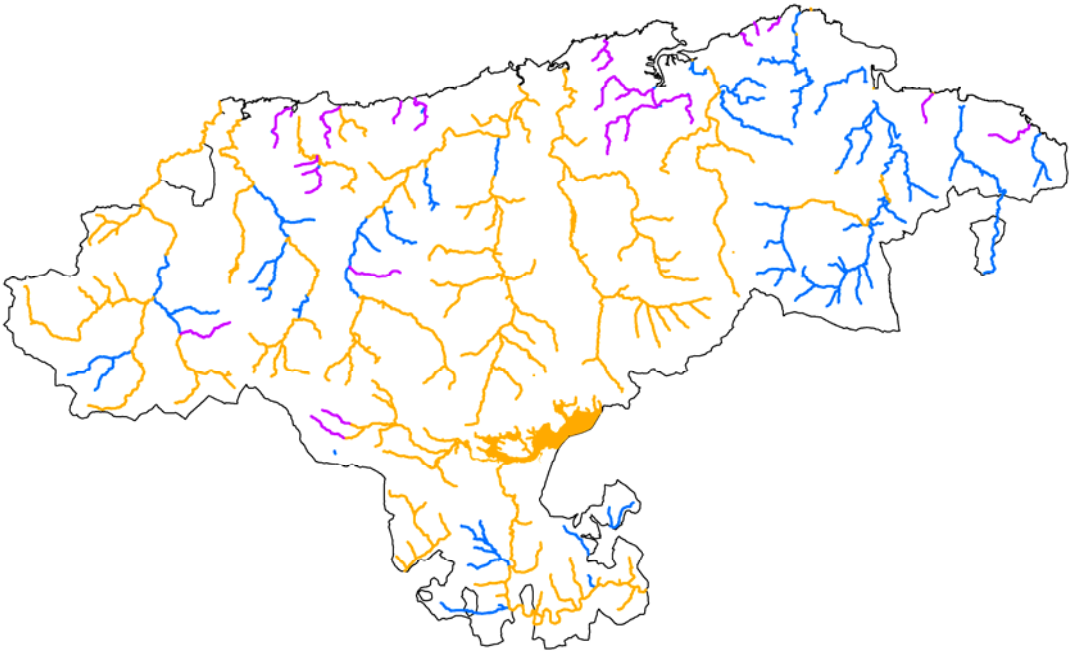


Figura III.26. Área de distribución actual de la nutria (*Lutra lutra*; naranja) frente a su área de distribución potencial (azul). En morado se muestran los tramos en los que no se dispone de información.

Cuenca / Territorio	Longitud ocupada (km)	Longitud potencial (km)	Pérdida (%)	Evaluación
Deva	144	185	22	Favorable
Nansa	83	122	32	Favorable
Escudo	33	33	0	Favorable
Saja-Besaya	264	308	14	Favorable
Pas-Pisueña	170	170	0	Favorable
Bahía Santander	Sin datos	Sin datos	Sin datos	Desconocida
Miera	65	104	37	Favorable
Campiazo - Clarín	0	68	100	Insuficiente
Asón	19	145	86	Insuficiente
Agüera	0	50	100	Insuficiente
Camesa	32	32	0	Favorable
Ebro	196	247	21	Favorable
Total	**1006**	**1463**	**31**	**Favorable**

Tabla III.18. Longitud potencial y longitud ocupada actualmente por la nutria (*Lutra Lutra*) en las cuencas de Cantabria. Las longitudes potenciales no incluyen los tramos en los que no se dispone de datos.

Los resultados enunciados indican que, actualmente, el área de distribución de la nutria se ha reducido un 31%, por lo que este indicador recibe una valoración "**favorable**" para el conjunto de Cantabria. Además, 8 de las 11 posibles poblaciones valoradas reciben un diagnóstico favorable, 3 insuficiente y 1 no evaluada, por lo que más del 70% de las posibles poblaciones cuentan con un área de distribución favorable.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *L. lutra* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

A pesar del conocimiento que se tiene sobre la expansión de la nutria en Cantabria durante los últimos 20 años (Serdio *et al.*, 2003; Serdio, 2008), no existen datos para valorar el número de individuos que componen sus poblaciones. Por esta razón, el diagnostico del tamaño de la población de esta especie, a día de hoy, no se puede realizar en los términos arriba propuestos. Sin embargo, dado que la expansión de esta especie en la región esta más que contrastada (Serdio *et al.*, 2003; Serdio, 2008), y que la expansión de esta especie solo se produce cuando las poblaciones locales prosperan en numero de individuos, favoreciendo la dispersión de los juveniles (Jenkins, 1980), se considera que el diagnóstico para el tamaño de la población de la nutria en Cantabria se puede definir como "**favorable**".

Estructura

La estructura de las poblaciones de nutria en Cantabria se valora atendiendo a diferentes variables poblacionales, con el objetivo de incorporar los distintos aspectos que definen la dinámica de la especie en la región. Las variables poblacionales consideradas en este caso son:

1. Densidad de adultos.
2. Estructura de edades.
3. Ratio de sexos.
4. Productividad

Densidad de adultos

En el caso de especies tan territoriales como la nutria, la densidad de adultos da una idea del territorio de campeo que ocupa cada adulto, así como de la capacidad de desplazamiento que muestran los miembros juveniles en dispersión que buscan nuevos territorios. La densidad poblacional es una variable de difícil cálculo, ya que, por lo general, el área de campeo suele cubrir grandes superficies, si bien varía en función de la disponibilidad de recursos. Este hecho hace que en ocasiones los territorios se solapen. No se han encontrado estudios sobre el tamaño y la densidad poblacional de la nutria en España, si bien las densidades descritas en otros países varían entre 0,05 y 0,3 individuos por kilómetro de curso fluvial, aunque en ocasiones puede ser mayor (Kruuk et al., 1993).

Debido a la inexistencia de datos a este respecto, la esta variable poblacional (densidad de adultos) se ha diagnosticado "**desconocida**".

Estructura de edades

El estudio de la estructura de edades aporta información sobre la dinámica de las poblaciones estudiadas. En el caso de las nutrias, la mortalidad juvenil es muy elevada debido a que en el proceso de dispersión se producen elevadas tasas de mortalidad, generalmente ocasionadas por causas no naturales (atropellos, etc.). Así, en poblaciones europeas se han descrito distribuciones de edad representadas por un 5% de juveniles, un 20% de adultos inmaduros y un 75% de adultos. Cabria esperar que en condiciones naturales incrementase el porcentaje de juveniles, aunque no se dispone de datos para confirmarlo.

Debido a la inexistencia de datos sobre la estructura de edades de las nutrias en Cantabria, esta variable poblacional se ha diagnosticado "**desconocida**".

Estructura de edades

Hay muy pocos datos a este respecto, aunque algunos autores han descrito que el ratio de sexos se encuentra ligeramente sesgado a favor de los machos en la mayoría de poblaciones estudiadas (Mason & McDonald, 1986).

Debido a la inexistencia de datos sobre el ratio de sexos en las nutrias de Cantabria, esta variable poblacional se ha diagnosticado "**desconocida**".

Productividad

Entendida como número de descendientes que cada hembra adulta consigue criar cada año. Esta variable se utiliza frecuentemente para describir el estado de conservación y la evolución de diversas especies de mamíferos (p.e. oso pardo), ya que a partir de esta información se puede modelar el futuro de la especie objeto de estudio. La nutria es una especie poliestra y polígama, que en España se reproduce durante todo el año en función de la disponibilidad de recursos tróficos, sincronizando los partos para que el alimento disponible sea máximo durante el período de lactancia (Beja, 1996; Kruuk, 1995). El período de gestación es de dos meses, tras el cual nacen de 1 a 4 crías, aunque el tamaño más frecuente de las camadas es de dos crías (Mason & McDonald,1986).

Debido a la inexistencia de datos sobre la productividad de las nutrias en Cantabria, esta variable poblacional se ha diagnosticado "**desconocida**".

Pese a que en un futuro se incrementen los esfuerzos para mejorar el conocimiento sobre la estructura de las poblaciones de nutria en Cantabria, será ciertamente difícil obtener información sobre las 4 variables que se han planteado en este apartado. Por lo tanto, se considera que se puede emitir un diagnóstico del tamaño y estructura de las poblaciones de nutria cuando se disponga, al menos, de la información referente a 2 de estas 4 variables, ampliándose en los casos en los que fuese posible.

La posible realización de campañas de campo para caracterizar poblaciones de nutria en Cantabria, con la finalidad de la obtención de datos para completar el presente diagnóstico, deberán llevarse a cabo atendiendo a la metodología propuesta por SECEM (2007) para el seguimiento de mamíferos en España.

Vulnerabilidad

A continuación se muestra la sensibilidad que muestra la nutria frente a los distintos tipos de presiones considerados en este diagnóstico (Tabla III.19). En contra de lo que tradicionalmente se había supuesto, en el presente diagnóstico se ha considerado que la especie no se muestra especialmente sensible frente a la contaminación orgánica, siempre que ésta se mantenga dentro de unos límites razonables, como lo atestigua la presencia continuada de ejemplares en zonas donde el agua muestra un cierto enriquecimiento orgánico (e.g. tramo bajo de los ríos Pas y Saja-Besaya). Igualmente, se ha considerado que la especie muestra una elevada sensibilidad frente a vertidos de

origen industrial, frente a ciertos cambios en las condiciones físicas propias del cauce, así como frente a las infraestructuras horizontales terrestres (vías de comunicación y transporte), debido al elevado número de muertes de juveniles en dispersión que se dan por atropellos.

PRESIONES		Sensibilidad
Contaminación	Vertidos industriales	4
	Vertidos urbanos	2
	Vertidos acuáticos difusos	2
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	3
	Cortas de meandro	3
	Coberturas fluviales	2
	Conducciones / Canalizaciones	2
	Motas	1
	Fijación del lecho	2
	Fijación de márgenes	3
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	2
	Azudes	1
	Presas	2
	Vados	1
	Puentes	1
	Estaciones aforo	2
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	3
	Retornos de caudal	2
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	2
	Intro. especies invasoras animales	2
	Pesca	2

Tabla III.19. Sensibilidad de la nutria (*Lutra lutra*) frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Serdio (2008).

Tras aplicar la metodología de cálculo de la vulnerabilidad se obtiene que de los 1.000 kilómetros de río y estuario en los que actualmente se encuentra presente la nutria en Cantabria, algo más de de 200 están afectados por presiones antrópicas frente a las que la nutria se muestra sensible o muy sensible (Tabla III.20; Figura III.27). Por lo tanto, la longitud afectada supone aproximadamente un 20% con relación a la longitud total. Así, se considera que la población de nutria en Cantabria se muestra "**no vulnerable**" frente a las presiones consideradas. Cabe destacar que las cuencas más presionadas son la del Asón, Saja-Besaya y Pas-Pisueña debido principalmente a la presencia de vertidos industriales y, en el caso del río Pas, también a las numerosas fijaciones de margen del cauce. Las infraestructuras lineales terrestres, aunque numerosas, suelen intersectar con el río de manera puntual por lo que la longitud fluvial afectada no es tan alta como en el caso de otras presiones.

Cuenca	Longitud ocupada (km)	Longitud vulnerable (km)	% vulnerable (sensible)	% vulnerable (muy sensible)	Vulnerabilidad
Deva	144	20	11	3	No vulnerable
Nansa	83	2	3	0	No vulnerable
Escudo	33	4	10	0	No vulnerable
Saja-Besaya	264	72	7	20	Vulnerable
Pas-Pisueña	170	81	24	26	Vulnerable
Miera	65	14	7	13	No vulnerable
Asón	19	11	14	42	Vulnerable
Ebro	196	12	7	0	No vulnerable
Camesa	32	7	20	0	No vulnerable
Total	**1.006**	**223**	**10**	**12**	**No vulnerable**

Tabla III.20. Sensibilidad de la nutria (*Lutra lutra*) frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Serdio (2008).

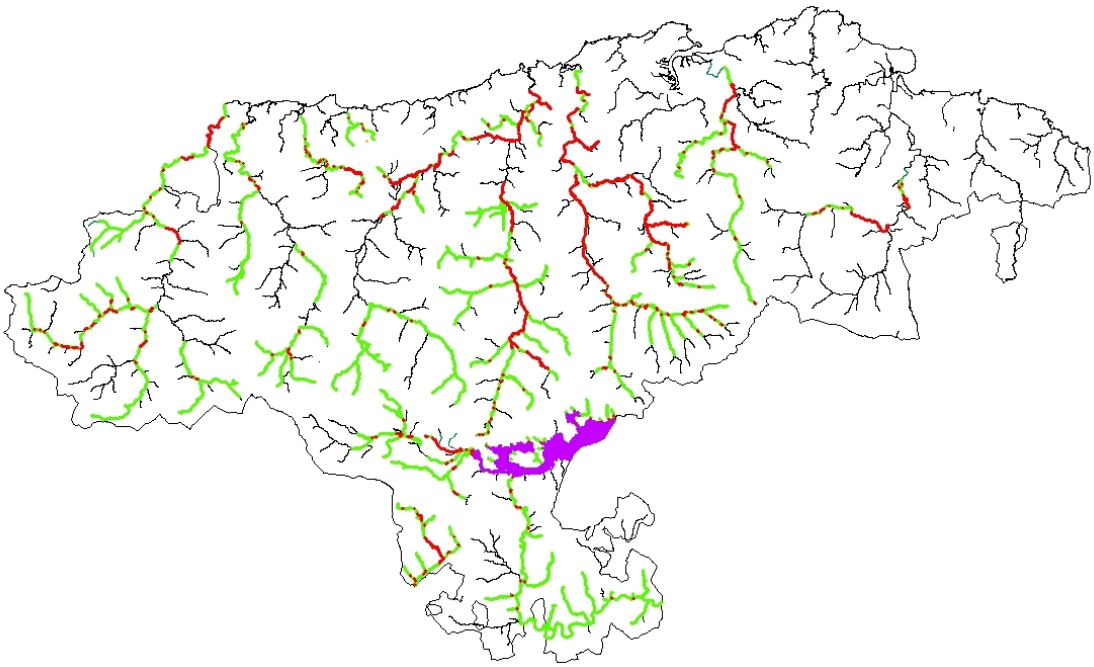


Figura III.27. Mapa de vulnerabilidad para las poblaciones de nutria (*Lutra lutra*) en Cantabria. En rojo se muestran los tramos de río donde la especie se muestra vulnerable frente a las presiones antrópicas, en verde los tramos donde no se muestra vulnerable. El embalse del Ebro se representa en morado debido a que no se ha podido evaluar.

Diagnóstico del estado de conservación

Los datos disponibles han permitido evaluar diversos indicadores para diagnosticar el estado de conservación de la nutria en Cantabria. Los resultados obtenidos parecen corroborar la tendencia indicada por otros autores (Serdio et al., 2003) que revela una recuperación y expansión de la especie en la región. Así, tras realizar el presente diagnóstico se ha obtenido una valoración favorable para el área de distribución y el

tamaño de sus poblaciones. Igualmente también se ha determinado que la nutria no se muestra especialmente vulnerable frente a las presiones antrópicas que afectan a los ecosistemas acuáticos de Cantabria, aunque las poblaciones de las cuencas de los ríos Saja-Besaya, Pas-Pisueña y Asón, se podrían ver afectadas por las presiones antrópicas. Por otro lado, los datos disponibles no han permitido evaluar la estructura de las poblaciones de nutria. Debido a que el resto de indicadores empleados refleja un estado de conservación favorable para la nutria en Cantabria, parece que la estructura de sus poblaciones podría mantenerse dentro de niveles adecuados para la especie. Por lo tanto, hasta poder determinar los valores correspondientes a la estructura de sus poblaciones, el resultado final del diagnóstico del estado de conservación de *L. lutra* en Cantabria es **FAVORABLE**.

Bibliografía

Beja, P.R. 1996.Temporal and spatial patterns of rest-site use by four female otters *Lutra lutra* along the southwest coast of Portugal. Journal of Zoology 39, 4, 741–753.

Jenkins, D. 1980. Ecology of otters in northern Scotland: I otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in mid-Deeside, Aberdeenshire, in 1974-79. Journal of Animal Ecology. 49, 713–735.

Kruuk, H., Carss, D.N., Conroy, J.W.H. & Durbin, L. 1993. Otter (*Lutra lutra* L) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. Symp. Zool. Soc. Lond. 65, 171–191.

Kruuk, H. 1995. Wild otters: Predation and populations. Oxford University Press, Oxford.

Mason, C.F. & Macdonald, S.M. 1986. Otters, ecology and conservation. Cambridge University Press. 236 pp.

Mason & McDonald. 1986. Otters, ecology and conservation. Cambridge University Press. 236 pp.

SECEM. 2007. Sistema de seguimiento de los mamíferos terrestres de España. Proyecto SEMPTE. SECEM. En: Diseño y aplicación del sistema de seguimiento de la biodiversidad española. MMARM.

Serdio, A. 2008. Monografía IX. Nutria paleártica (*Lutra lutra*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Serdio, A., García de Leániz, C., Consuegra, S. & Carss, D.N. 2003. Distribución actual y dieta de la nutria (*Lutra lutra*) en Cantabria. Locustella 1, 35-43.

Especie 1420. *Culcita macrocarpa*

Área de distribución

El área de distribución de *Culcita macrocarpa* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial. Debido a la dificultad para determinar el área de distribución potencial de esta especie, este indicador también se puede evaluar atendiendo a su dinámica temporal, determinando si ésta es negativa, positiva o estable.

La distribución actual de *C. macrocarpa* en Cantabria (Figura III.28) se reduce, según Berzosa *et al*. (2008), a cuatro poblaciones localizadas en las riberas de distintos arroyos situados en los municipios de Liendo, Guriezo y Castro Urdiales, así como en una pared rocosa correspondiente a una antigua cantera de Ruiloba. La población de Guriezo se creía extinta (Berzosa *et al*., 2008), sin embargo, el equipo redactor del presente Plan Marco localizó una población de *C. macrocarpa* en las riberas del Arroyo Saldegallo durante las campañas de caracterización de poblaciones de *A. pallipes*. Además, Valdeolivas *et al.* (2008) también describen una población de *C. macrocarpa* en la localidad de Helguera.

Por lo tanto, en el presente diagnóstico se ha considerado que actualmente hay 5 poblaciones de *C. macrocarpa* en Cantabria (Figura III.28).

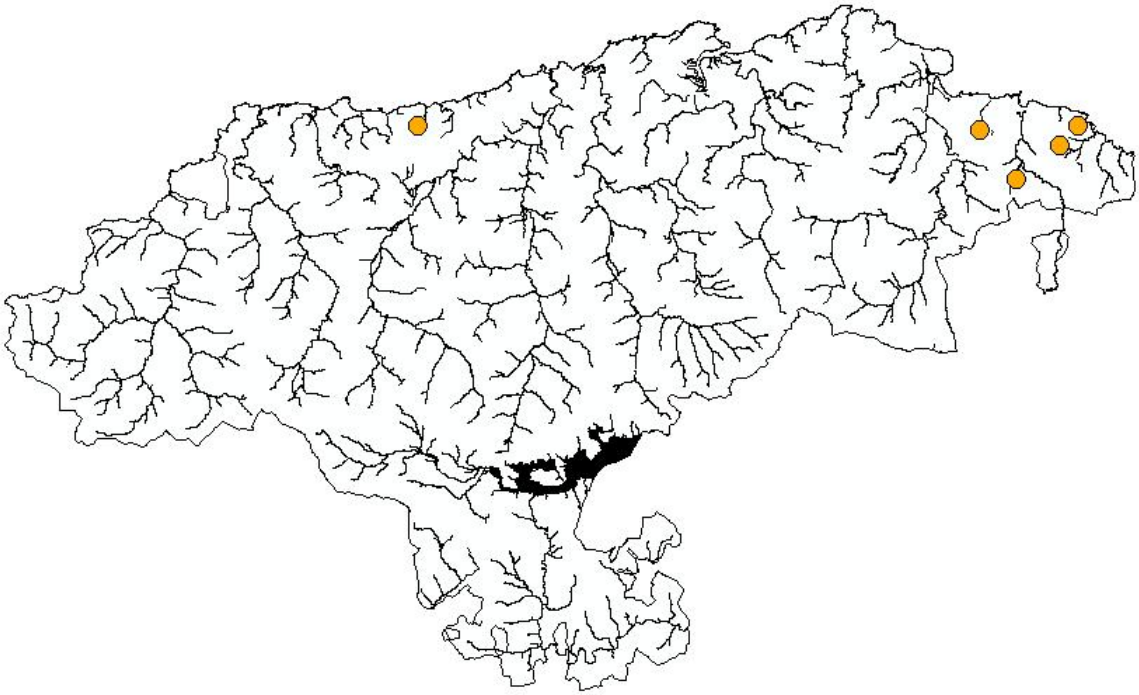


Figura III.28. Localización de las poblaciones de *Culcita macrocarpa* en Cantabria (naranja). En negro se representa la red hidrográfica de Cantabria.

No existe información suficiente para determinar el área de distribución potencial de la especie en la región, siendo muy posible que haya zonas con potencialidad para albergar poblaciones de esta especie en la franja costera y en áreas medias-bajas de valle. Además, aunque diversos autores han descrito la desaparición de alguna de las poblaciones de la región (Patino & Valencia, 2000), no se dispone de la información necesaria para determinar la tendencia temporal del área de distribución de *C. macrocarpa* en Cantabria. Por lo tanto, el área de distribución de esta especie recibe un diagnóstico "**desconocido**".

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para evaluar el tamaño poblacional se tiene en cuenta el número de colonias de esporofitos que componen la propia población, entendiendo como colonia los parches diferenciados y compuestos por frondes que crecen del mismo rizoma. El diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *C. macrocarpa* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de colonias de esporofitos sea inferior al tamaño mínimo viable descrito para la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Las poblaciones de *C. macrocarpa* en Cantabria están constituidas por pocas colonias, no superando la treintena en ningún caso (Berzosa *et al.*, 2008). Sin embargo, se desconoce el número mínimo de colonias de esporofitos que una población de esta especie necesita para ser viable en el tiempo, por lo que para valorar este requisito se deberían aplicar estudios genéticos poblacionales. Respecto a su tendencia temporal, no se cuenta con datos que permitan establecer cómo han evolucionado las poblaciones de la especie desde que entró en vigor la Directiva Hábitats (1992), por lo que esta variable poblacional se ha evaluado como "**desconocida**".

Estructura

La estructura de la población se valora atendiendo a su productividad, ya que de esta variable depende en gran medida la continuidad de la especie en la región.

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor. A su vez, éste se evalúa mediante parámetros como la producción de esporas, la tasa de germinación de las esporas, o la viabilidad y eficacia de la multiplicación vegetativa. Los valores obtenidos deben ser comparados con valores publicados en bibliografía. Cabe destacar la influencia de las variables ambientales sobre estos parámetros, como la importancia de la

temperatura en la tasa de germinación, que parece encontrar su óptimo en torno a los 20ºC (Quintanilla *et al*., 2000). Estos parámetros se deben evaluar de forma independiente para cada una de las poblaciones.

En la actualidad no se tienen datos para valorar estos parámetros, por lo que la productividad se diagnostica como "**desconocida**".

Vulnerabilidad

C. macrocarpa es una especie vinculada a medios terrestres (roquedos sombríos y húmedos de sustrato ácido) y riparios (alisedas), por lo que las alteraciones antrópicas que más amenazan su conservación no están estrictamente asociadas a medios acuáticos, sino que se corresponden con aquéllas que generan presión sobre los hábitats riparios y los roquedos. Así, aunque determinadas presiones hidromorfológicas situadas en los ecosistemas acuáticos puedan tener repercusión sobre el nivel freático y la humedad de las riberas, los ambientes en los que se desarrolla esta especie suelen ser zonas relativamente inhóspitas donde no es frecuente encontrar tales presiones.

La principal amenaza de las poblaciones de *C. macrocarpa* es la actividad forestal en el entorno de las vegas donde crece la especie. Las labores de corta y saca destrozan la parte aérea impidiendo la producción de esporas. Además, si durante estas labores se daña el rizoma, el individuo muere. La apertura de claros en los bosques en los que se desarrolla la especie también supone una amenaza para su conservación, puesto que favorece el desarrollo de especies más heliófilas como *Pteridium aquilinum*, las cuales pueden llegar a desplazar a *C. macrocarpa*. El asilvestramiento de especies alóctonas como *Canna indica* y *Lantana camara* también puede afectar negativamente a *C. macrocarpa*. Además, estas especies alóctonas se ven favorecidas por la explotación forestal.

En base a las principales amenazas a las que se ve sometida la especie, sus poblaciones son consideradas vulnerables cuando se da alguna de las siguientes situaciones:

1. Que exista un aprovechamiento silvícola en coexistencia con *C. macrocarpa,* o a menos de 500 metros, y no se hayan adoptado medidas eficientes para que ésta no se vea afectada por las labores propias de la actividad (corta, saca, etc.).
2. Que existan especies invasoras o alóctonas asilvestradas con capacidad de desplazar a *C. macrocarpa* dentro de la población, o en un radio de 500 metros.
3. Que exista actividad ganadera en un radio de 500 metros en torno a la población y no se hayan adoptado medidas eficientes para impedir el tránsito y la alimentación en las zonas ocupadas por las colonias de *C. macrocarpa.*

Considerando esta metodología, todas las poblaciones actuales de *C. macrocarpa* en Cantabria se diagnostican como "**vulnerables**".

Diagnóstico del estado de conservación

Aunque todos los indicios apuntan a que es una especie que se encuentra en serio riesgo de desaparición en Cantabria, como recoge el Catálogo de Especies Regionales Amenazadas de Cantabria, la inexistencia de datos derivados de un seguimiento específico y continuado hace que en el presente Plan Marco el estado de conservación de esta especie se haya diagnosticado como **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Berzosa, J., Ceballos, A., Reñón, J.L., Soto, E., Valdeolivas, G. & Varas. J. 2008. Inventariación de las especies de flora silvestre catalogadas en peligro de extinción. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad. Dirección General de Biodiversidad. Gobierno de Cantabria.

Quintanilla, L.G., Pajarón, S., Pangua, E. & Amigo, J. 2000. Effect of Temperature on Germination in Northernmost Populations of *Culcita macrocarpa* and *Woodwardia radicans*. Plant biol., 2 612-617.

Patino, S. & Valencia, J. 2000. Notas corológicas sobre la flora vascular del País Vasco y aledaños (IX). Est. Mus. Ci. Nat. Álava 15: 225-238.

Valdeolivas, G., Varas, J., Ceballos, A., Berzosa, J. &. Durán, J.A 2008. Monografía III. Helecho real (*Culcita macrocarpa*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie 1421. *Trichomanes speciosum*

Área de distribución

El área de distribución de *Trichomanes speciosum* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial. Debido a la dificultad para determinar el área de distribución potencial de esta especie, este indicador también se puede evaluar atendiendo a su dinámica temporal, determinando si ésta es negativa, positiva o estable.

Respecto a la distribución actual de *T. speciosum* en Cantabria, Valdeolivas *et al*. (2008) recopilan un total de diez citas (Figura III.29). Muchas de estas citas pertenecen a la década de los ochenta, por lo que no es posible garantizar que todas las poblaciones referidas existan en la actualidad. Como se puede observar, todas las citas sitúan a la especie en la vertiente atlántica de la región.

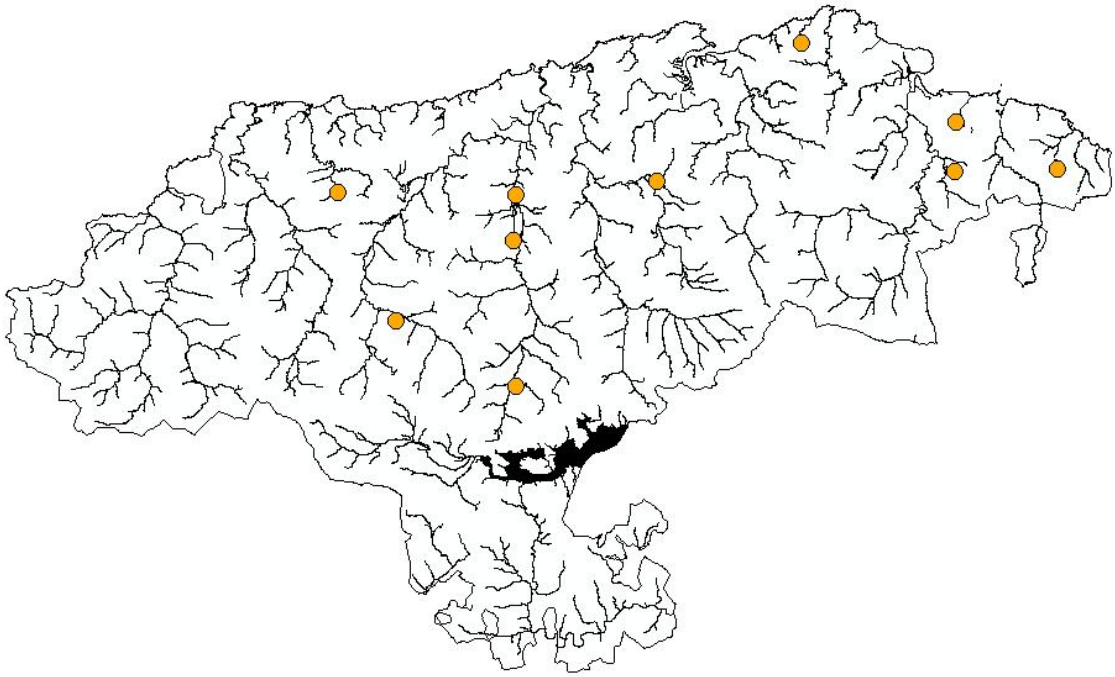


Figura III.29. Localización de las poblaciones de *Trichomanes speciosum* en Cantabria (naranja). En negro se representa la red hidrográfica de Cantabria.

No existe información suficiente para determinar el área de distribución potencial de la especie en la región, siendo muy posible que haya zonas con potencialidad para albergar poblaciones de esta especie en roquedos y muros silíceos umbríos y rezumantes, así como en zonas húmedas y abrigadas de bosques de ribera (Valdeolivas *et al*. 2008). En las islas Azores, que presentan numerosas poblaciones de esta especie, también aparece en hábitats alterados por el hombre (Rumsey et al., 2000), por lo que no se deben descartar hábitats antropizados que reúnan las condiciones de humedad y abrigo que

requiere la especie. Por lo tanto, aunque *T. speciosum* sea capaz de sobrevivir en diferentes hábitats, necesita unas condiciones ambientales muy concretas. Al no disponer de información acerca del área de distribución potencial en Cantabria ni sobre la tendencia temporal del área de distribución real de la especie, este indicador recibe un diagnóstico "**desconocido**".

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para evaluar el tamaño poblacional se tiene en cuenta el número de colonias de esporofitos que componen la propia población, entendiendo como colonia los parches diferenciados y compuestos por frondes que crecen del mismo rizoma. El número de frondes puede ser muy variable, por lo que se ha de prestar especial atención en la identificación de las colonias. Un ejemplo de esta variabilidad queda reflejado en el estudio de Ratcliffe *et al*. (1993), que tras analizar 43 colonias de esporofitos describen un número de frondes comprendido entre 3 y 500.

El diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *T. speciosum* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de colonias de esporofitos sea inferior al tamaño mínimo viable descrito para la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Hay que tener en cuenta que *T. speciosum* tiene la capacidad de desarrollarse sin completar todo su ciclo vital, reproduciéndose asexualmente por gemación gametofítica (Ratcliffe *et al*., 1993; Rumsey *et al*., 2000). Es decir, la generación gametofítica es capaz de sobrevivir y dispersarse en ausencia del esporofito, o sea, sin generar frondes. Mientras que en el centro y el norte de Europa predomina la generación gametofítica, la alternancia sexual de generaciones es el patrón reproductivo predominante en las islas Azores (Rumsey et al., 2000). Actualmente se desconoce qué estrategia reproductiva es la predominante en Cantabria. Los gametofitos raramente producen arquegonios (órgano en el que se produce el gameto femenino) y aunque producen anteridios (órgano en el que se produce el gameto masculino), raramente desarrolla anterozoides móviles (Environment & Heritage Service, 2007). Por lo tanto, una población de gametofitos no garantiza la producción de esporofitos, aunque constituyen una reserva de material genético de gran valor. Sin embargo, algunas poblaciones de Irlanda y Reino Unido presentan gametofitos íntimamente mezclados con esporofitos juveniles y maduros, sugiriendo una reproducción sexual limitada (Environment & Heritage Service, 2007).

Las poblaciones de *T. speciosum* en Cantabria están compuestas por pocas colonias con las frondes dispuestas en hileras (Valdeolivas *et al*. 2008). En la actualidad se desconoce el número mínimo de colonias de esporofitos que necesita una población de esta especie

para ser viable en el tiempo, por lo que para valorar este requisito se deberían aplicar estudios genéticos poblacionales. Respecto a su tendencia temporal, no se cuenta con datos que permitan establecer como han evolucionado las poblaciones de la especie desde que entró en vigor la Directiva Hábitats (1992), por lo que esta variable poblacional se ha evaluado como "**desconocida**".

Estructura

La estructura de la población se valora mediante su productividad, ya que de esta característica depende en gran medida la continuidad de la especie en la región.

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor. A su vez, éste se evalúa mediante parámetros como la producción de esporas, la tasa de germinación de las esporas, o la viabilidad y eficacia de la multiplicación vegetativa. Estos parámetros serán evaluados de forma independiente para cada una de las poblaciones, teniendo en cuenta que muchos autores sugieren que se encuentran muy influenciados por las condiciones climáticas. El estudio de estos parámetros en Cantabria, y en los datos publicados en otras áreas de la región biogeográfica Atlántica, permitirán obtener valores de referencia para valorar estos parámetros.

En la actualidad no se tienen datos para valorar estos parámetros, por lo que la productividad se diagnostica como "**desconocida**".

Vulnerabilidad

T. speciosum es una especie vinculada a medios terrestres y riparios, por lo que las alteraciones antrópicas que más amenazan su conservación no están estrictamente asociadas a medios acuáticos, sino que se corresponden con aquéllas que generan presión sobre los hábitats donde se desarrolla esta especie. Aunque determinadas presiones hidromorfológicas situadas en los cauces puedan tener repercusión sobre el nivel freático y la humedad de las riberas, los ambientes en los que se desarrolla esta especie suelen ser zonas relativamente inhóspitas donde no es frecuente encontrar tales presiones.

Las alteraciones que afectan negativamente a *T. speciosum* son variadas. La destrucción y fragmentación de los hábitats donde se desarrollan es una de ellas. *T. speciosum* es una especie muy sensible a la desecación (Rumsey, 1994), por lo que el escenario climático que se presenta en Cantabria, con una previsión de disminución del 20% en las precipitaciones en la segunda mitad del siglo (Ortiz, 2010), puede contribuir significativamente a la pérdida de superficie con potencial para albergar la especie. Del mismo modo, la modificación del régimen de caudales, ya sea por deforestación, presencia de presas, detracciones u otras alteraciones, también puede modificar la humedad de los hábitats donde se desarrolla. La silvicultura, a través de las labores de corta y saca, puede destrozar la parte aérea de la planta, impidiendo la producción de esporas. Además, si durante estas labores se daña el rizoma, el individuo muere. El

tránsito o alimentación de ganado, la expansión de especies vegetales invasoras y la recolección furtiva de ejemplares son otras de las amenazas a las que se puede ver sometida la especie. Por otra parte, la contaminación del agua con residuos nitrogenados y la contaminación atmosférica por hidrocarburos y partículas en el aire puede producir daños en las membranas de los individuos (Environment & Heritage Service, 2007)

En base a las principales amenazas a las que se ve sometida la especie y a la información disponible acerca de la localización de las distintas presiones, las poblaciones de *T. speciosum* son consideradas vulnerables cuando se da alguna de las siguientes situaciones:

1. Que se den actividades silvícolas a menos de 500 metros de una población de *T. speciosum* y no se hayan adoptado medidas para que las labores propias de dicha actividad (corta, saca, etc.) no afecten a la población.
2. Que existan especies invasoras asilvestradas con capacidad de desplazar a *T. speciosum* a un radio de 500 metros de la población considerada.
3. Que los niveles de calidad del aire superen los valores límite marcados por el Real Decreto 1073/2002 y la Directiva 2004/107/CE en lo que a partículas en suspensión (PM10) e hidrocarburos se refiere.
4. Que exista actividad ganadera en un radio de 500 metros en torno a la población y no se hayan adoptado medidas eficientes para impedir el tránsito y la alimentación en las zonas ocupadas por las colonias de *T. speciosum.*

En la actualidad no hay información suficiente para situar con precisión las poblaciones citadas de la especie, por lo que no se puede aplicar la metodología de cálculo de la vulnerabilidad hasta que se haya realizado esa tarea. Mientras no se genere esa información, el diagnóstico de la vulnerabilidad de las distintas poblaciones de *T. speciosum* en Cantabria se considera "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

Aunque los indicios apuntan a un estado de conservación insuficiente, la inexistencia de datos derivados de un seguimiento específico y continuado hace que en el presente Plan Marco el estado de conservación de *Trichomanes speciosum* reciba un diagnosticado **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Environment & Heritage Service. 2007. All Ireland Species Actio Plan - Killarney Fern *Trichomanes speciosum*. Environment & Heritage Service. Belfast.

Ortiz, J.D. 2010. Escenarios Regionales de Cambio Climático. En: *Cambio climático en Cantabria*. Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria. Santander.

Ratcliffe, D.A., H.J.B. Birks & H.H. Birks. 1993. The ecology and conservation of the Killarney Fern Trichomanes speciosum willd. In Britain and Ireland. Biological Conservation, 66 (3): 231-247.

Rumsey, F.J. 1994. The distribution and population biology of the Killarney fern (Trichomanes speciosum Willd.). Unpublished PhD thesis, University of Manchester.

Rumsey, F.J., J.C. Vogel & M. Gibby. 2000. Distribution, ecology and conservation status of *Trichomanes speciosum* Willd. (Pteridophyta) in the Azorean archipielago. *Arquipélago*. Life and Marine Science, Supplement 2 (Part A): 11-18.

Valdeolivas, G., J.Varas, A. Ceballos, J. Berzosa & J. A. Durán. 2008. Monografía IV. Helechilla (*Trichomanes speciosum*). En: *Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria.* GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie 1425*. *Dryopteris corleyi*

Área de distribución

El área de distribución de *Dryopteris corleyi* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" cuando el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial. Debido a la dificultad para determinar el área de distribución potencial de la especie, este indicador también se puede evaluar atendiendo a su dinámica temporal, determinando si ésta es negativa, positiva o estable.

La distribución actual de *D. corleyi* en Cantabria se reduce, según Valdeolivas *et al*. (2008), a dos poblaciones localizadas en los municipios de Val de San Vicente (entre Pechón y la ría de Tina Mayor) y Peñarrubia (en Riega Tiolda, sobre Rumenes; Figura III.30).

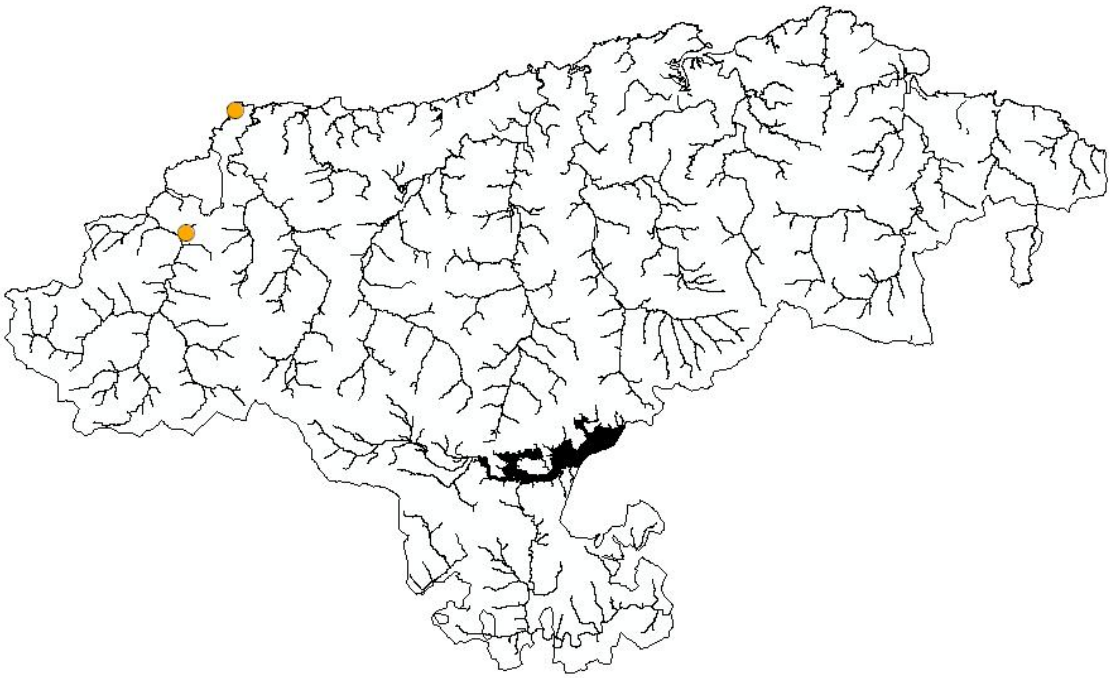


Figura III.30. Localización de las poblaciones de *Dryopteris corleyi* (naranja). En negro se representa la red hidrográfica de Cantabria.

No existe información suficiente para determinar el área que esta especie puede ocupar potencialmente en la región, siendo muy posible que haya zonas con potencialidad para albergar poblaciones en la franja costera y en áreas medias-bajas de valle, especialmente en zonas ocupadas por robledal y bosque mixto éutrofo, ya que *D. corleyi* es una especie típica de la formación *Pulmonario-Quercion roboris*, aunque en ocasiones también puede aparecer en landas, aulagares, piornales o brezales (Valdeolivas *et al*. 2008). Además, aunque se ha descrito la desaparición de alguna de las poblaciones de esta especie en Cantabria (Valdeolivas *et al*. 2008) no se dispone de la información suficiente para determinar la tendencia temporal del área de distribución de *D. corleyi* en

la región, aunque todos los indicios parecen apuntar a que sigue una tendencia negativa. Por lo tanto, el área de distribución de *D. corleyi* recibe un diagnóstico "**desconocido**".

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para evaluar el tamaño poblacional se tiene en cuenta el número de colonias de esporofitos que componen la propia población, entendiendo como colonia los parches diferenciados y compuestos por frondes que crecen del mismo rizoma. El diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *T. speciosum* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de colonias de esporofitos sea inferior al tamaño mínimo viable descrito para la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Las poblaciones de *D. corleyi* en Cantabria se reducen a pocas colonias dispersas entre sí (Valdeolivas *et al*. 2008). Además, se desconoce el número mínimo colonias que una población de esta especie necesita para ser viable en el tiempo, por lo que para valorar este requisito se deberían aplicar estudios genéticos poblacionales. Respecto a su tendencia temporal, no se cuenta con datos que permitan establecer como han evolucionado las poblaciones de la especie desde que entró en vigor la Directiva Hábitats (1992), por lo que esta variable poblacional se ha evaluado como "**desconocida**".

Estructura

La estructura de la población se valora mediante su productividad, ya que de esta característica depende en gran medida a continuidad de la especie en la región.

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor. A su vez, éste se evalúa mediante parámetros como la producción de esporas, la tasa de germinación de las esporas, o la viabilidad y eficacia de la multiplicación vegetativa. Estos parámetros serán evaluados de forma independiente para cada una de las poblaciones. Los valores obtenidos deben ser comparados con valores publicados en bibliografía.

En la actualidad no se tienen datos para valorar estos parámetros, por lo que la productividad se diagnostica como "**desconocida**".

Vulnerabilidad

D. corleyi es una especie vinculada a medios terrestres y riparios (taludes y vaguadas de bosques abiertos), por lo que las alteraciones antrópicas que más amenazan su

conservación no están estrictamente asociadas a medios acuáticos, sino que se corresponden con aquéllas que afectan a los hábitats mencionados.

No se ha encontrado información sobre las presiones que más afectan a las poblaciones de *D. corleyi* en Cantabria, aunque es probable que para la población de Val de San Vicente las principales amenazas sean el aprovechamiento silvícola que se da en la zona (eucaliptales), el desarrollo urbanístico, las actividades recreativas y la presencia de vegetación invasora. La actividad forestal, a través de las labores de corta y saca, pueden destrozan directamente la parte aérea, impidiendo la producción de esporas. Además, si durante estas labores se daña el rizoma, el individuo muere. El alto grado de antropización de la franja costera hace que en esta zona la mera presencia habitual de personas en torno a esta población de helecho suponga un riesgo para su conservación. La abundancia de vegetación invasora (*Baccharis halimifolia* o *Cortaderia selloana*) con capacidad de desplazar a *D. corleyi* también supone una amenaza para su conservación.

La población situada en Peñarrubia se encuentra en una zona menos sometida a las presiones derivadas de las actividades antrópicas, aunque en esta zona dicha población podría verse dañada por el tránsito y el ramoneo del ganado.

En base a las principales amenazas a las que se ve sometida la especie y a la información disponible sobre la localización de las distintas presiones, las poblaciones de *D. corleyi* son consideradas vulnerables cuando se da alguna de las siguientes situaciones:

1. Que se den actividades silvícolas a menos de 500 metros de una población de *D. corleyi* y no se hayan adoptado medidas para que las labores propias de dicha actividad (corta, saca, etc.) no afecten a la población.
2. Que existan especies invasoras asilvestradas con capacidad de desplazar a *D. corleyi* a un radio de 500 metros de la población considerada.
3. Que exista actividad ganadera en un radio de 500 metros en torno a la población y no se hayan adoptado medidas eficientes para impedir el tránsito y la alimentación en las zonas ocupadas por las colonias de *D. corleyi.*

Considerando esta metodología, la población de *D. corleyi* de Val de San Vicente se considera "**vulnerable**" mientras que la de Peñarrubia se considera "**no vulnerable**".

Diagnóstico del estado de conservación

Aunque todos lo indicios apuntan a que es una especie que se encuentra en serio riesgo de desaparición en Cantabria, como recoge el Catálogo de Especies Regionales Amenazadas de Cantabria, la inexistencia de datos derivados de un seguimiento específico y continuado hacen que en el presente Plan Marco el estado de conservación de esta especie se haya diagnosticado como **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Valdeolivas, G., Varas, J., Ceballos, A., Berzosa, J. & Durán. J.A., 2008. Monografía I. Helecho asturiano (*Dryopteris corleyi*). En: *Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria.* GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie 1426. *Woodwardia radicans*

Área de distribución

El área de distribución de *Woodwardia radicans* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" cuando el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial. Debido a la dificultad para determinar el área de distribución potencial de la especie, este indicador también se puede evaluar atendiendo a su dinámica temporal, determinando si ésta es negativa, positiva o estable.

Según Valdeolivas *et al*. (2008) hay descritas unas 30 poblaciones de *W. radicans* en Cantabria (Figura III.31), aunque gran parte de ellas son citas de la década de los 80, por lo que es posible que algunas de estas poblaciones no se mantengan en la actualidad.

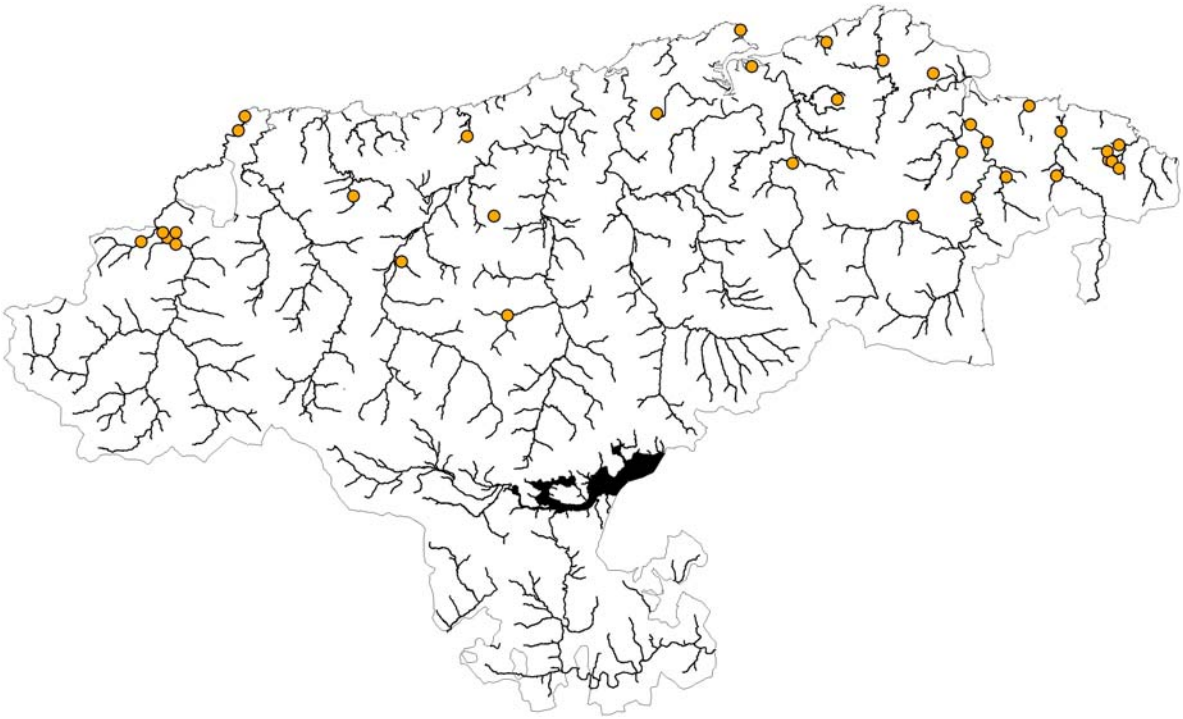


Figura III.31. Localización de las poblaciones de *Woodwardia radicans* (naranja). En negro se representa la red hidrográfica de Cantabria.

No existe información suficiente para determinar el área de distribución potencial de la especie en la región, siendo muy posible que haya zonas con potencialidad para albergar poblaciones de esta especie en la franja costera y en áreas medias-bajas de valle, especialmente en zonas de umbría ocupadas por alisedas, ya que *W. radicans* es una especie típica de la asociación *Hyperico androsaemi-Alnetum glutinosae* (Valdeolivas *et al*. 2008). Además, aunque se ha descrito la desaparición de alguna de estas poblaciones (Valdeolivas *et al*. 2008), no se dispone de la información necesaria para determinar la

tendencia temporal del área de distribución de *W. radicans* en la región. Por lo tanto, el área de distribución de *W. radicans* en Cantabria recibe un diagnóstico "**desconocido**".

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

Para evaluar el tamaño poblacional se tiene en cuenta el número de colonias de esporofitos que componen la propia población, entendiendo como colonia los parches diferenciados y compuestos por frondes que crecen del mismo rizoma. El diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *W. radicans* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de colonias de esporofitos sea inferior al tamaño mínimo viable descrito para la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional disminuya más de un 5% anual.

Se desconoce el número mínimo colonias que necesita una población de esta especie para ser viable en el tiempo, por lo que para valorar este requisito se deberían aplicar estudios genéticos poblacionales. Respecto a su tendencia temporal, no se cuenta con datos que permitan establecer cómo han evolucionado las poblaciones de la especie desde que entró en vigor la Directiva Hábitats (1992), por lo que esta variable poblacional se ha evaluado como "**desconocida**".

Estructura

La estructura de la población se valora mediante su productividad, ya que de esta característica depende en gran medida a continuidad de la especie en la región.

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor. A su vez, éste se evalúa mediante parámetros como la producción de esporas, la tasa de germinación de las esporas, o la viabilidad y eficacia de la multiplicación vegetativa. Estos parámetros serán evaluados de forma independiente para cada una de las poblaciones. Los valores obtenidos deben ser comparados con valores publicados en bibliografía.

En la actualidad no se tienen datos para valorar estos parámetros, por lo que la productividad se diagnostica como "**desconocida**".

Vulnerabilidad

W. radicans es una especie vinculada a medios terrestres y riparios, principalmente a bosques, barrancos y taludes muy húmedos y sombríos, por lo que las alteraciones antrópicas que más amenazan su conservación no están estrictamente asociadas a medios acuáticos, sino que se corresponden con aquéllas que generan presión sobre los hábitats indicados.

No se ha encontrado información sobre las presiones que más afectan a las poblaciones de *W. radicans* en Cantabria. Parte de las poblaciones descritas aparecen muy ligadas a medios urbanizados, principalmente las poblaciones localizadas en Santander y Castro Urdiales, por lo que habría que realizar un seguimiento para evitar que las actividades propias de zonas urbanas dañasen estas poblaciones. También es probable que las poblaciones de Val de San Vicente, o las localizadas en la cuenca del Río Agüera, se vean afectadas por las actividades silvícolas que se dan en estas zonas (explotación de eucaliptales). La actividad forestal, a través de las labores de corta y saca, pueden destrozar directamente la parte aérea, impidiendo la producción de esporas. Además, si durante estas labores se daña el rizoma, el individuo muere. El alto grado de antropización de la franja costera hace que en esta zona la mera presencia habitual de personas en torno a las poblaciones de Alfoz de Lloredo o Ribamontán al Mar suponga un riesgo para su conservación. La abundancia de vegetación invasora (*Baccharis halimifolia* o *Cortaderia selloana*) con capacidad de desplazar a *W. radicans* también supone una amenaza para su conservación.

En base a las principales amenazas a las que se ve sometida la especie las poblaciones de *D. corleyi* son consideradas vulnerables cuando se da alguna de las siguientes situaciones:

1. Que se den actividades silvícolas a menos de 500 metros de una población de *W. radicans* y no se hayan adoptado medidas para que las labores propias de dicha actividad (corta, saca, etc.) no afecten a la población.
2. Que existan especies invasoras asilvestradas con capacidad de desplazar a *W. radicans* a un radio de 500 metros de la población considerada.
3. Que exista actividad ganadera en un radio de 500 metros en torno a la población y no se hayan adoptado medidas eficientes para impedir el tránsito y la alimentación en las zonas ocupadas por las colonias de *W. radicans.*

En la actualidad no hay información suficiente para situar con precisión las poblaciones citadas de la especie, por lo que no se puede aplicar la metodología de cálculo de la vulnerabilidad hasta que se haya realizado esa tarea. Mientras no se genere esa información, el diagnóstico de la vulnerabilidad de las distintas poblaciones de *Woodwardia radicans* en Cantabria se considera "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

La inexistencia de datos derivados de un seguimiento específico y continuado para *W. radicans* en Cantabria hacen que en el presente Plan Marco el estado de conservación de esta especie se haya diagnosticado como **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Valdeolivas, G., Varas, J., Ceballos, A., Berzosa, J. & Durán. J.A., 2008. Monografía II. Píjara (*Woodwardia radicans*). En: *Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria.* GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie 1639. *Limonium lanceolatum*

Área de distribución

El área de distribución de *Limonium lanceolatum* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" cuando el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

La distribución actual de *L. lanceolatum* en Cantabria se ha estimado a partir de las citas recopiladas en el estudio de Valdeolivas *et al*. (2008). Debido a la falta de información más detallada para calcular la superficie ocupada por esta especie, se ha considerado todo el área que cubren los hábitats a los que ésta aparece asociada en la localidad en la que se realizó la cita (acantilados con vegetación, matorrales halófilos y dunas costeras vegetadas; Valdeolivas *et al*., 2008).

Para estimar el rango de distribución potencial de *L. lanceolatum* en Cantabria se ha considerado que la especie puede desarrollarse en los siguientes hábitats litorales: acantilados con vegetación, matorrales halófilos y dunas costeras vegetadas (Valdeolivas *et al*. 2008). Considerando esta información se ha elaborado la Figura III. 32, donde se representa el área de distribución actual de *L. lanceolatum* frente a su distribución potencial. Así, se obtiene que actualmente la especie ocupa un 30% de su área de distribución potencial, por lo que este indicador del estado de conservación del *L. lanceolatum* recibe una valoración "**insuficiente**".

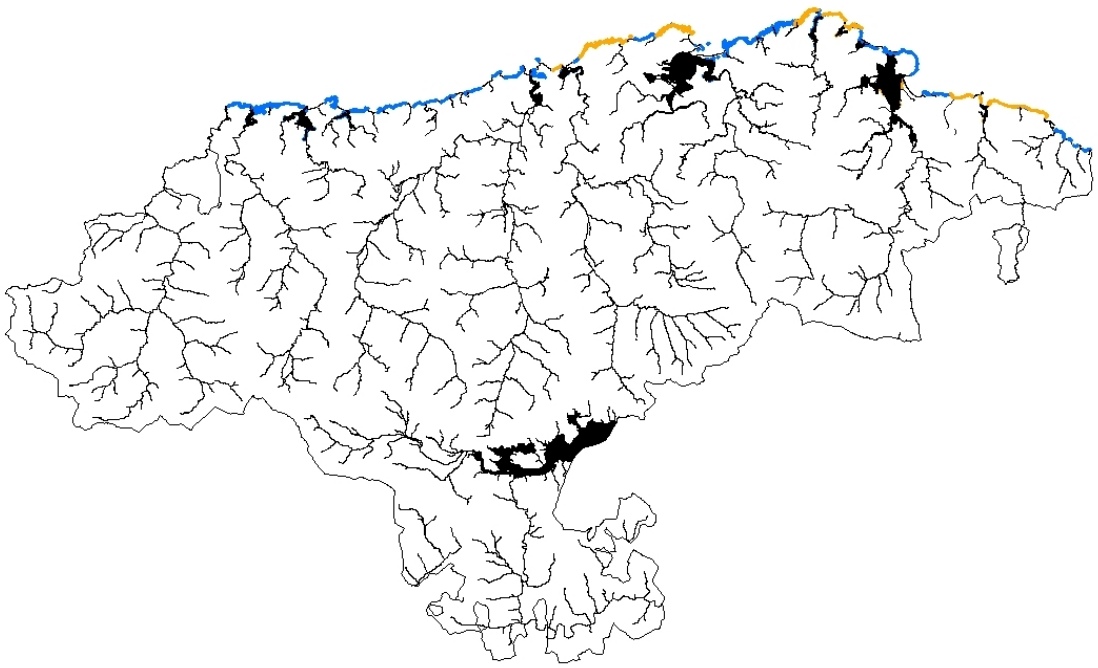


Figura III.32. Localización de *Limonium lanceolatum* en Cantabria (naranja), frente a su área de distribución potencial, en azul. En negro se representa el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones se evalúa en función de la superficie que la especie ocupa en cada localidad evaluada. El diagnóstico del tamaño de las poblaciones de *L. lanceolatum* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que la superficie ocupada por la población sea inferior al que la población ocupaba en el año en el que la Directiva entró en vigor.
2. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que la superficie ocupada por la población disminuya más de un 5% anual.

Ante la falta de información precisa sobre la superficie ocupada por las poblaciones de la especie, que esta variable poblacional se ha evaluado como "**desconocida**".

Estructura

La estructura de la población se valora mediante su densidad de individuos, ya que de esta característica depende en gran medida a continuidad de la especie.

Densidad de ejemplares

La densidad de ejemplares, expresada como número de individuos/m^2 y medida sobre una zona representativa de la población que se pretende caracterizar, es la variable que determina la estructura de las poblaciones de esta especie. Mediante el uso de esta variable poblacional se pueden detectar las poblaciones con un mayor grado fragmentación.

L. lanceolatum es una especie que forma agrupaciones densas. El único dato que se dispone en la actualidad es el de los acantilados marinos cercanos a la desembocadura del Pas, donde en una superficie de 2 m^2 se han descrito 9 ejemplares (Valdeolivas *et al*. 2008), aunque se desconoce si esta superficie es representativa de dicha población. Ante la escasez de información disponible, este indicador se evalúa como "**desconocido**". Para poder completar este diagnóstico se han de visitar las poblaciones mejor conservadas en cada uno de los ambientes en los que aparece la especie (acantilados, dunas y matorral halófilo), para determinar el umbral que permita valorar este parámetro.

Vulnerabilidad

L. lanceolatum es una especie vinculada a medios terrestres, por lo que las alteraciones antrópicas que amenazan su conservación no están directamente asociadas a medios acuáticos. La desaparición de los hábitats en los que se desarrolla es una de las amenazas a las que se ve sometida, ya sea debido al urbanismo, los incendios, etc. Si bien la especie tiene preferencia por los acantilados costeros, que sufren un menor grado de presión que otros hábitats, también se instala en zonas de matorrales halófilos y

dunas costeras, que son hábitats más presionados y más sensibles a las alteraciones. El tránsito y la actividad ganadera también pueden alterar los hábitats donde se desarrolla la especie y contribuir a la fragmentación de las poblaciones. Además, la recogida de individuos, o parte de ellos, como material para elaborar productos de artesanía a partir de su flor seca, también puede comprometer la supervivencia de algunas poblaciones.

Debido tanto a que no se dispone de información suficiente para situar con precisión a las poblaciones citadas de la especie como a la falta de información acerca de las presiones a las que se ve sometida la especie, el diagnóstico de la vulnerabilidad de las distintas poblaciones de *L. lanceolatum* en Cantabria se considera "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Limonium lanceolatum* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Valdeolivas, G., Varas, J., Ceballos, A., Berzosa, J,. & Durán, J. A. 2008. Monografía VII. Limonio (*Limonium ovalifolium*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie A014. *Hydrobates pelagicus* (paíño europeo)

El diagnóstico del estado de conservación de *Hydrobates pelagicus* que se propone a continuación deriva, en gran medida, de los datos recogidos en la Memoria Técnica Justificativa del Plan de Recuperación del Paiño Europeo (*Hydrobates pelagicus*) en Cantabria (Gobierno de Cantabria, 2009).

Área de distribución

El área de distribución de *H. pelagicus* se evalúa atendiendo al número de islas o islotes en las que habita la especie en la actualidad, con respecto al número de islas o islotes que presentan condiciones adecuadas para poder ser habitadas por la especie, considerándose "insuficiente" cuando el número de islas habitadas actualmente es inferior al 60% de islas con potencialidad para albergar parejas de la especie.

Atendiendo a la caracterización de las islas e islotes de la región que aporta el Gobierno de Cantabria (2009), se considera que 6 de ellas pueden albergar colonias de *H. pelagicus* (Isla de Mouro e islotes de La Sarnosa, Conejera, La Pasiega, Somocuevas y Portio; Figura III. 33). A este listado de islas e islotes se le ha añadido la isla de Santa Marina, ya que, pese a que esta isla no cuenta con huras de tamaño adecuado para albergar importantes colonias de esta especie, se considera que muestra condiciones para poder acoger alguna pareja de paíño (Navedo, com. pers.) Los últimos censos realizados en el año 2008 confirman la presencia de paíño en los islotes de Conejera y Somocuevas, así como en la Isla de Mouro, no habiéndose podido confirmar la presencia de esta especie en el islote de Portio. Por el contrario, se considera que la especie está ausente en los islotes de La Sarnosa y La Pasiega, así como en la Isla de Sta. Marina (Figura III.33).

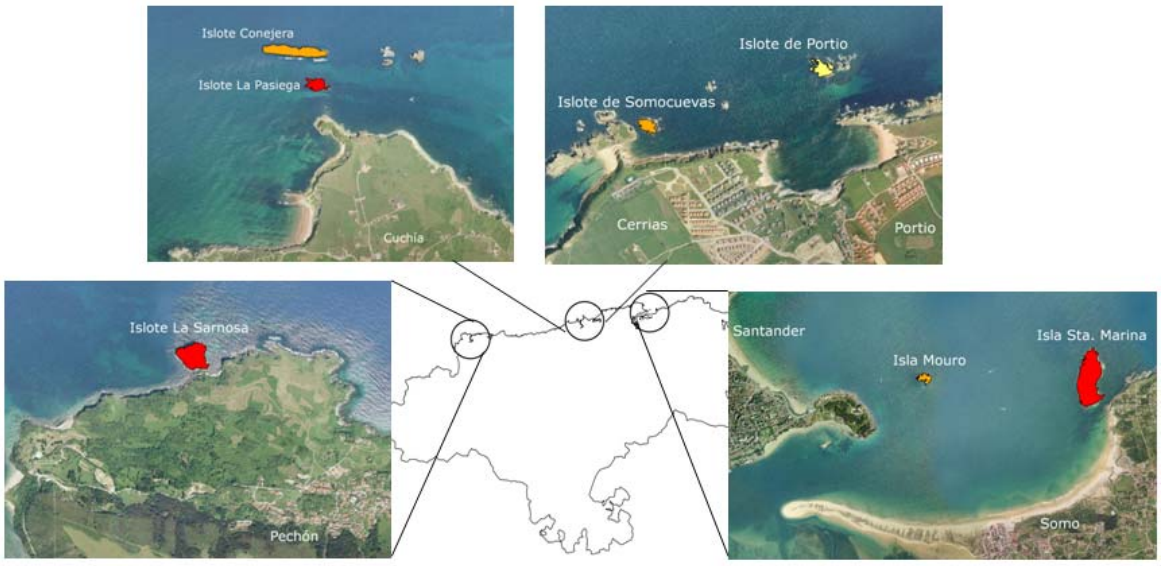


Figura III.33. Islas que potencialmente pueden albergar parejas de paíño eurpeo (*Hydrobates pelagicus*) en Cantabria. En naranja presencia confirmada, en amarillo sin confirmar y en rojo ausencia confirmada. Figura elaborada a partir de los datos aportados por el Gobierno de Cantabria (2009).

Según los resultados expuestos, se confirma la presencia de *H. pelagicus* en al menos el 43% de los islotes potencialmente habitables por la especie, aunque este porcentaje pudiera ser más elevado de confirmarse la presencia de la especie en el islote de Portio (57%). Considerando el principio de precaución (Cooney, 2004), el área de distribución del paíño europeo en Cantabria se ha evaluado como "**insuficiente**", aunque como ya se ha indicado, la presencia de esta especie en algún islote distinto a los de Conejera, Somocuevas y Mouro pudiera revertir este diagnóstico a favorable.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *H. pelagicus* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de individuos de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional, disminuya más de un 5% anual.

Para valorar esta variable se dispone de estimas poblacionales en las islas de Mouro y La Conejera realizadas en diferentes años (Tabla III. 21; Gobierno de Cantabria, 2009). Pese a que los datos obtenidos reflejan un incremento en el tamaño de ambas colonias, los censos realizados durante estos años se llevaron a cabo empleando distintas metodologías y esfuerzos (Navedo *et al.*, 2009), por lo que no resulta adecuado comparar los datos obtenidos en dichos censos. Así, el tamaño de las poblaciones/colonias de paíño en Cantabria recibe un diagnóstico de "**desconocido**". Para que en un futuro se pueda llegar a valorar adecuadamente el tamaño de dichas colonias se aconseja mantener un mismo protocolo de seguimiento durante al menos un periodo de 10 años, con lo que se lograría homogeneizar los resultados obtenidos respecto a esta variable poblacional.

	1991	2000	2003	2006	2008	2009
Islote Conejera	50-100 pps	Sin datos	0 pps	Sin datos	14 ejem.	219 ejem.
Isla de Mouro	50 pps	10-20 pps	20-40 pps	227 ejem.	500 pps	Sin datos

Tabla III.21. Estimas poblaciones de paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en las islas de La Conejera y Mouro (pps= parejas; ejem= ejemplares).

Estructura

En cuanto a la estructura de las poblaciones de paíño, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

Supervivencia de adultos

La tasa de supervivencia adulta se define como la probabilidad de que un ejemplar adulto de la población siga con vida al año siguiente. Actualmente no se dispone de información al respecto, por lo que se deberían llevar a cabo programas de captura-marcaje-recaptura de ejemplares durante la época reproductora, durante un período mínimo de 5 años consecutivos, para poder evaluar este parámetro.

Ante el déficit actual de información este parámetro se ha evaluado como "**desconocido**".

Estructura de sexos

Una variable importante para determinar el estado de conservación de una población de *H. pelagicus* es la relación de sexos, aspecto clave a la hora de determinar el número de reproductores, que está obviamente limitado por el número de hembras disponibles en la población. Conocer la relación de sexos de una población es un aspecto relativamente problemático en aquellas especies sin un marcado dimorfismo sexual, de ahí que haya que recurrir a métodos indirectos para identificar correctamente el sexo de los distintos individuos. En este caso, a partir de plumas extraídas de 279 ejemplares, se emplearon técnicas moleculares para determinar la relación de sexos en las poblaciones de *H. pelagicus* de la región (ver Gobierno de Cantabria, 2009). Mediante estos resultados se identificaron un total de 130 machos y 144 hembras, quedando 5 individuos sin sexar. Estos datos arrojan una relación de 0,9:1, siendo muy cercana al ratio esperado (1:1) por lo que esta variable poblacional se ha diagnosticado como "**favorable**".

Vulnerabilidad

Debido a que esta especie se desarrolla en zonas poco afectadas por alteraciones antrópicas, el análisis de su vulnerabilidad difiere del resto de especies incluidas en este Plan Marco.

El elemento que causa un mayor efecto negativo sobre las colonias de *H. pelagicus* en Cantabria es la presencia de ratas (Navedo, 2008), las cuales se consideran de origen antrópico, ya que en la mayoría de ocasiones es el hombre el que actúa como vector de dispersión para esta y otras especies (gatos domésticos). Así, se ha descrito que el 92% de las colonias de esta especie que aparecen en Inglaterra se localizan en islas libres de ratas (De León *et al*., 2006).

Otro elemento frente al que esta especie su pudiera mostrar muy sensible es la presencia de hidrocarburos por vertidos accidentales o por lavados de tanques, aunque actualmente no se conoce con exactitud los efectos que, a medio o largo plazo, pudiera tener la presencia en el mar y en la costa de este tipo de compuestos sobre las colonias de esta especie.

Finalmente, aunque en menor medida, también habría que valorar el efecto de las luminarias y la expansión de la vegetación exótica sobre las colonias de paíño europeo, determinando la sensibilidad de esta especie frente a ambos elementos.

Debido a que actualmente no se dispone de la información necesaria para valorar los elementos mencionados, la vulnerabilidad de la especie se ha determinado "**desconocida**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Hydrobates pelagicus* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Cooney, R. 2004. The Precautionary Principle in Biodiversity Conservation and Natural Resource Management: An issue paper for policy makers, researchers and practitioners IUCN Policy and Global Change series, Na 2. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

De León, A., Mínguez, E., Harvey, P., Meek, E., Crane, J.E. & Furness, R.W. 2006. Factors affecting breeding distribution of Storm-petrels *Hydrobates pelagicus* in Orkney and Shetland. Bird Study 53: 64-72.

Gobierno de Cantabria. 2009. Memoria Técnica Justificativa del Plan de Recuperación del Paíño europeo *Hydrobates pelagicus* en Cantabria. Informe inédito de Aves Cantábricas SL, para la Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad.

Navedo, J.G. 2008. Monografía XII. Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Navedo, J.G, Arce, F., Orizaola, G., Herrera, A.G., Alcántara, M., Arrans, D. & Garaita, R. 2009. La importancia del diseño de muestreo para la cuantificación de poblaciones de especies amenazadas: el ejemplo del Paíño Europeo (*Hydrobates pelagicus*) en Cantabria.

Especie A029. *Ardea purpurea* (garza imperial)

En Cantabria *Ardea purpurea* aparece mayoritariamente en espacios acuáticos litorales, ya que el único espacio continental en el que se ha citado la especie es la ZEPA Embalse del Ebro, donde aparece esporádicamente. Debido a que todas las aves que recalan en Cantabria pertenecen a una misma población, el diagnóstico propuesto a continuación considera todas las localizaciones con asentamientos de la especie en la región, tanto en zonas correspondientes a espacios acuáticos continentales (Embalse del Ebro), como litorales.

Área de distribución

El área de distribución de *A. purpurea* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" cuando el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

Para determinar el área de distribución actual de *A. purpurea* se ha considerado la revisión de Navedo (2008), donde se señala que la especie tiene presencia regular sólo en la Marismas de Santoña, Victoria y Joyel y presencia esporádica en Oyambre, Ría de Cubas y Embalse del Ebro. Para completar el conocimiento sobre la distribución de la especie en la región, se han incluido las citas de la especie que se aportan en el Anuario Ornitológico de Cantabria (http://aves.eldelweb.com/Cantabria/ficha/584-1-Garza-Imperial.html), que añade a los humedales comentados anteriormente las Marismas de Alday, las Marismas Blancas y las lagunas de Cuchía. Finalmente, cabe destacar que Cantabria sólo cuenta con una pequeña colonia reproductora en Victoria, compuesta por 3-5 parejas en el año 2004 (Herrero & González, 2004; Navedo *et al*., 2004; Navedo, 2008).

A. purpurea nidifica básicamente en carrizales maduros de gran extensión y se alimenta en marjales, praderas encharcadas y áreas intermareales (Navedo, 2008). Así, para establecer su área de distribución potencial en la región se han considerado todas aquellas masas de agua litorales someras (hábitats 1110, 1130, 1140 y 1150; ver Anejo II), superficies litorales ocupada por carrizo (hábitats 73N4, 73N5, 73N6 y 73N7; ver Anejo II), lagunas de agua dulce (hábitat 31N1; ver Anejo II), así como pastizales salinos (hábitats 1330 y 1420; ver Anejo II). No se han considerado los ríos de la región puesto que parece la especie sólo los utiliza como corredores para su migración y dispersión posgenerativa.

Así, se obtiene que actualmente la especie ocupa una superficie de unas 8.300 hectáreas frente a las más de 9.200 hectáreas que constituyen su área de distribución potencial en la región (Figura III.34), lo que supone una reducción del 10% de su área de distribución potencial. Por lo tanto, siguiendo la metodología de diagnóstico descrita, el área de distribución actual de *A. purpurea* en Cantabria recibe una valoración "**favorable**".

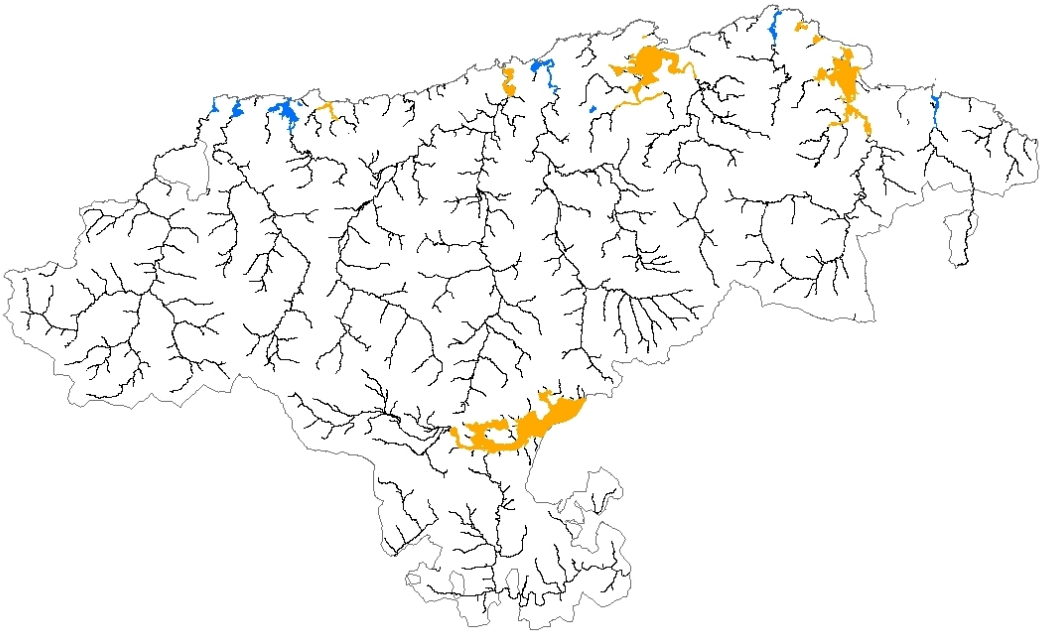


Figura III.34. Área de distribución actual de la garza imperial (*Ardea purpurea*; naranja), frente a su área de distribución potencial, en azul. En negro se representa el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El diagnóstico del tamaño poblacional se evalúa atendiendo a la población reproductora de la especie en la región. El tamaño de la población reproductora de *A. purpurea* se considera "insuficiente" si se da la siguiente circunstancia:

1. Debido al escaso número de parejas reproductoras (3-5), que la dinámica temporal de la especie refleje cualquier disminución en el número de parejas descritas en Cantabria.

Se ha descrito que el número de parejas a nivel europeo presenta una tendencia decreciente (Wetlands International, 2002), aunque en Cantabria parece que la tendencia en los últimos años es estable (ver Navedo, 2008) o incluso ligeramente positiva (Herrero & González, 2004). El reducido tamaño de la población reproductora hace que la variabilidad interanual pueda reflejar una tendencia negativa muy superior al 5% (criterio establecido para valorar como insuficiente el tamaño poblacional en otras especies de aves) en años concretos, sin que hayan ocurridos grandes eventos que puedan haber reducido el tamaño poblacional. Por ello, la tendencia ha de compararse en series temporales más largas, por lo que se ha optado por comparar la tendencia del tamaño poblacional considerando la media de parejas reproductoras cada 3 años. En la Tabla III.22 se representa la información disponible en la actualidad, la cual servirá como base para futuras evaluaciones del estado de conservación de la especie. Debido a la falta de información apropiada actualmente el tamaño de la población reproductora se considera "**desconocido**".

Año	Nº pp. seguras	Nº pp. posibles
2001	4	5
2002	6	6
2003	2	3
Nº medio parejas reproductoras	4,0	4,6

Tabla III.22. Número de parejas reproductoras de *A. purpurea* en Cantabria. Fuente: Navedo *et al.*,2004

Estructura

La estructura de la población de *A. purpurea*, se evalúa a partir de la productividad, siempre que existan colonias reproductoras en la región. Ésta viene definida por el número medio de pollos nacidos por nido. Se conoce que en esta especie la puesta se compone de 4-5 huevos, volando alrededor de 2 pollos por pareja (Navedo, 2008), por lo que la productividad se valorará favorablemente cuando la productividad media de los nidos sea mayor o igual a dos pollos.

Los últimos datos disponibles (período 2001-2003) indican una productividad de 2,6 pollos criados con éxito (Navedo *et al.*, 2004), por lo que la estructura de *A. purpurea* se evalúa como "**favorable**".

Integración de los indicadores del tamaño y estructura de las poblaciones

La única variable poblacional que se ha podido diagnosticar en este apartado (productividad de la especie) recibe un diagnóstico favorable por lo que el tamaño y la estructura de la población de esta especie en la región recibe una valoración **favorable**. Sin embargo, debido a que se trata de diagnóstico parcial, esta evaluación tan solo se puede considerar como una primera aproximación hasta que se disponga de los datos necesarios para evaluar la variable poblacional que, a día de hoy, se diagnostica como desconocida en este apartado (tamaño de la población reproductora).

Vulnerabilidad

Debido a la naturaleza migradora de la especie, las alteraciones antrópicas que amenazan su conservación no se limitan a las que afectan a los medios acuáticos de la región, sino también a las presentes en las zonas de invernada en el continente africano.

La disminución del tamaño de la población durante el siglo pasado ha sido achacado a la caza y los plaguicidas (Navedo *et al.*, 2004). La caza ya no supone una amenaza gracias al grado de protección con el que cuenta la especie. Entre las amenazas actuales se encuentra la modificación estructural de los humedales, la contaminación del agua, la expansión de especies exóticas, la pérdida de vegetación palustre y muchas otras presiones actúan como factores que pueden afectar negativamente a las poblaciones de *A. purpurea* (Navedo, 2008).
A continuación se muestra la sensibilidad que muestra *A. purpurea* frente a los distintos tipos de presiones consideradas en este diagnóstico (Tabla III.23).

PRESIONES		SENSIBILIDAD
Contaminación	Vertidos industriales	3
	Vertidos urbanos	3
	Vertidos acuáticos difusos	3
Alteraciones morfológicas	Inf. lineales horizontales terrestres	3
	Cortas de meandro	1
	Coberturas fluviales	1
	Conducciones / Canalizaciones	1
	Motas	1
	Fijación del lecho	2
	Fijación de márgenes	3
	Rellenos	4
	Dragados-Extracción áridos	2
Alteraciones hidrodinámicas	Traviesas	1
	Azudes	1
	Presas	1
	Vados	1
	Puentes	2
	Estaciones aforo	1
Alteraciones hidrológicas	Detracciones caudal	3
	Retornos de caudal	2
Alteraciones por especies	Intro. especies invasoras vegetales	3
	Inoro. especies invasoras animales	2
	Pesca	1

Tabla III.23. Sensibilidad de *Ardea purpurea* frente a los distintos tipos de presiones consideradas (4- muy sensible, 3- sensible, 2- poco sensible y 1- no sensible). Tabla elaborada a partir de Navedo (2008).

Tras aplicar la metodología expuesta se obtiene que en todos los humedales de los que se dispone de información, *A. purpurea* se encuentra en situación "**vulnerable**", principalmente debido a la presencia de especies vegetales invasoras y vertidos (Tabla III.24; Figura III.35).

Humedal	Área afectada (ha)	% vulnerable (sensible)	% vulnerable (muy sensible)	Vulnerabilidad
Estuario de Oyambre	72	100	1	Vulnerable
Ría de S. Martín/ Cuchía	337	Desconocido	Desconocido	Desconocido
Marismas de Alday	150	Desconocido	Desconocido	Desconocido
Bahía Santander	1.666	Desconocido	Desconocido	Desconocido
Ría de Cubas	412	94	2	Vulnerable
Marismas de Joyel	55	98	2	Vulnerable
Marismas de Victoria	55	89	2	Vulnerable
Marismas de Santoña	1.685	85	3	Vulnerable
Embalse del Ebro	3.927	Desconocido	Desconocido	Desconocido

Tabla III.24. Área afectada por presiones frente a las que la garza imperial (*Ardea purpurea*) se muestra vulnerable.

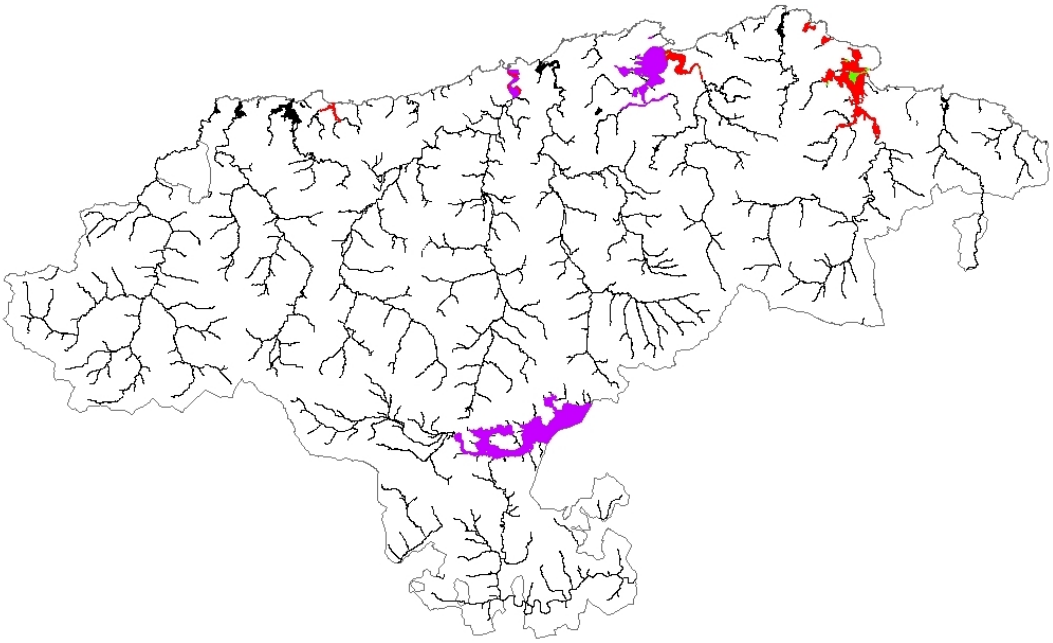


Figura III.35. Mapa de vulnerabilidad para *Ardea purpurea* en Cantabria. En rojo se representan las zonas donde la especie se muestra vulnerable frente a las presiones antrópicas y en verde donde no se muestra vulnerable. En morado los humedales que no disponen de inventario de presiones.

Además de la vulnerabilidad de la especie, calculada en función de la metodología propuesta en el presente Plan Marco, a continuación se presenta información al respecto para las áreas de alimentación utilizadas por la especie en las Marismas de Santoña, Victoria y Joyel, que en el caso de Victoria coinciden con las áreas de nidificación (tabla III.25).

Zona	Características		Amenazas			
	Hábitat	Agua	Molestias	Contaminación	Exóticas	Estrés hídrico
Victoria	Carrizal	Dulce	+	+	++	++
Joyel	Carrizal	Dulce	+++	++	++	++
Santoña	Marjal	Salobre	+	++	+++	+
Cicero	Carrizal	Dulce	+	+	+	++
Rada	Carrizal	Dulce	++	+	++	+
Limpias	Pradería	-	+	+	++	-

Tabla III.25. Características de los territorios de alimentación, y principales amenazas. Amenazas: + = leve; ++ = importante; +++ = crítica. Fuente: Navedo *et al.*, 2004

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *A. purpurea* en Cantabria es **FAVORABLE EN RIESGO**.

Bibliografía

Herrero, A. & González, F. 2004. El Atlas de las aves reproductoras. Una herramienta de conservación en Cantabria. Locustella 3: 90-97.

Navedo, J.G. 2008. Monografía XI. Garza imperial (*Ardea purpurea*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Navedo, J.G., Aja, J.J. & González, F. 2004. Biología de la Garza Imperial en la RN Marismas de Santoña y Noja. *Monte Buciero* 10: 195-206. Ed. Casa de Cultura de Santoña (Cantabria)

Navedo, J.G., Masero, J.A., Overdijk, O., Orizaola, G. & Sánchez-Guzmán, J.M. 2010a. Assessing the role of multiple environmental factors on Eurasian spoonbill departure decisions from stopover sites. Ardea 98: 3-12.

Navedo, J.G., Orizaola, G., Masero, J.A., Overdijk, O. & Sánchez-Guzmán, J.M. 2010b. Long-distance travellers stopover for longer: a case study with spoonbills staying in North Iberia. Journal of Ornithology 151:.915-921.

Wetlands International. 2002. *Waterbird Population Estimates – Third edition*. Wetlans International Global Series nº 12. Wageningen.

Especie A022. *Ixobrychus minutus* (avetorillo)

En Cantabria *Ixobrychus minutus* aparece mayoritariamente en espacios acuáticos litorales, ya que el único espacio continental en el que se ha citado la especie es la ZEPA Embalse del Ebro. Actualmente se desconoce si la especie utiliza el embalse como zona de cría, mientras que diversas citas corroboran su reproducción en distintas áreas litorales (Bahillo & Alonso, 1998). Debido a que todos los ejemplares que recalan en Cantabria pertenecen a una misma población, el diagnóstico propuesto a continuación considera todas las localizaciones con asentamientos de la especie en la región, tanto en zonas correspondientes a espacios acuáticos continentales (Embalse del Ebro), como litorales.

Área de distribución

El área de distribución de *I. minutus* se evalúa atendiendo a su área de distribución actual, con respecto a su área de distribución potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" cuando el área de distribución actual es inferior al 60% del área de distribución potencial.

La distribución actual del avetorillo en Cantabria se ha estimado a partir de distintas fuentes bibliográficas (Bahillo & Alonso, 1998; Aransay & Díaz, 2003; Navedo, 2008) y de recientes observaciones realizadas por ornitólogos y técnicos de campo. Los datos indican que esta especie, presente en Cantabria únicamente durante el estío, en época de cría, aparece en las marismas de Victoria y Santoña, en los cuerpos de agua localizados en el entorno de la Bahía de Santander (Marismas de Alday, Pozón de La Dolores, Parque de las Llamas), en el entorno de la Ría de Suances y en el Embalse del Ebro.

Para estimar el rango de distribución potencial de *I. minutus* en Cantabria se ha considerado que la especie aparece ligada a hábitats palustres, básicamente carrizales (Snow & Perrins, 1998). Así, para determinar su distribución potencial en la región se han considerado todas aquellas masas de agua litorales someras (hábitats 1110, 1130, 1140 y 1150; ver Anejo II), así como cualquier superficie litoral ocupada por carrizo (hábitats 73N4, 73N5, 73N6 y 73N7; ver Anejo II). Por el contrario, no se han considerado los carrizales correspondientes a riberas fluviales, puesto que, aunque esta especie puede utilizar los ríos como corredores para su migración, se asocia generalmente a ecosistemas predominantemente lénticos, no existiendo citas de la especie en ríos de la región con abundancia de carrizo, como por ejemplo, el Río Camesa.

Así, se obtiene que actualmente la especie ocupa una superficie de unas 6.000 hectáreas frente a las más de 7.000 hectáreas que constituyen su área de distribución potencial en la región (Figura III.36), lo que supone una reducción del 22% de su área de distribución potencial. Por lo tanto, siguiendo la metodología de diagnóstico descrita, el área de distribución actual del avetorillo en Cantabria recibe una valoración "**favorable**".

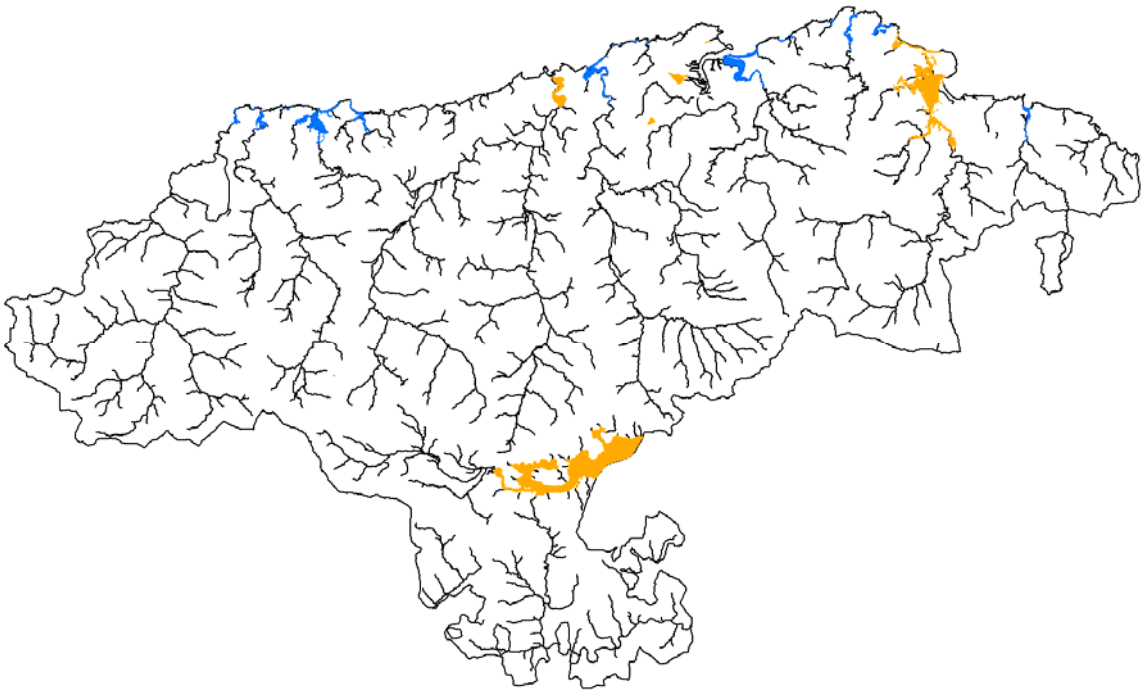


Figura III.36. Área de distribución actual del avetorillo (*Ixobrychus minutus*; naranja), frente a su área de distribución potencial, en azul. En negro se representa el resto de la red hidrográfica de Cantabria.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *I. minutus* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de parejas reproductoras de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual, entendido como número de parejas reproductoras, sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional, entendido como número de parejas reproductoras, disminuya más de un 5% anual.

La tendencia de la población se caracteriza a través de la tasa media de crecimiento anual (λ), la cual se calcula a partir de la siguiente relación matemática:

$$\lambda(\%) = (\lambda-1)*100;\ \lambda = e^{r}$$

$$r = (\ln N_t - \ln N_0) / t$$

Donde N_t = nº parejas finales; N_0 = nº parejas iniciales; t = nº años

Según la bibliografía consultada, la población de avetorillo en Cantabria se estima en 2-4 parejas reproductoras (Navedo, 2008). Sin embargo, al ser una especie migradora que inverna en tierras africanas, el número de ejemplares que llegan a la región puede mostrar una amplia variabilidad en años consecutivos, como consecuencia de los eventos ocurridos en las áreas de invernada. Por lo tanto, para evaluar adecuadamente el tamaño de población en Cantabria se requiere información referida a una serie temporal de años suficientemente representativa. Aunque diversos autores han descrito que el número de parejas reproductoras se mantuvo relativamente constante en la región en el periodo comprendido entre 1997-2004 (Herrero & González, 2004), actualmente no se dispone de la información necesaria para determinar si la dinámica poblacional que sigue la especie en Cantabria presenta una tendencia positiva o negativa (Aransay & Díaz, 2003), por lo que el tamaño de la población se ha diagnosticado como "**desconocido**".

Estructura

En cuanto a la estructura de la población de avetorillo, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Productividad
2. Supervivencia de adultos

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor. Éste se caracteriza a partir del índice de eclosión (proporción de pollos que nacen en cada nido con puesta) y el índice de productividad (proporción de pollos que sobreviven). Los umbrales mínimos para que estos índices se valoren favorablemente se deben determinan a partir de la obtención de datos en el área de estudio o de referencias bibliográficas correspondientes a zonas cercanas, o con características ambientales similares. Hay que considerar que Cantabria cuenta con un escaso número de parejas reproductoras, por lo que la aplicación de este indicador sería muy reducida.

Ante el déficit actual de información, la productividad del avetorillo se evalúa como "**desconocida**".

Supervivencia de adultos

La tasa de supervivencia adulta se define como la probabilidad de que un ejemplar adulto de la población siga con vida al año siguiente. Actualmente no se dispone de información al respecto, por lo que, para poder evaluar este parámetro, se deberían llevar a cabo programas de marcaje de individuos con dispositivos de seguimiento satelital.

Ante el déficit actual de información este parámetro se ha evaluado como "**desconocido**".

Vulnerabilidad

Debido a la naturaleza migradora de la especie, las alteraciones antrópicas que más amenazan a su conservación no parecen estar especialmente vinculadas a los medios acuáticos de la región. Así, los principales factores de amenaza se encuentran en las zonas africanas de invernada, habiéndose relacionado la reciente dispersión de la especie por Europa con las prolongadas sequías que se sucedieron en la región sahariana y en el oriente Africano en la década de los 90 (Kushlan & Hafner, 2000; Zwarts *et al.*, 2008).

En España se ha descrito que la contaminación del agua, las luminarias, las especies exóticas, además de otras presiones, actúan como factores que pueden afectar negativamente a las poblaciones de avetorillo. Sin embargo, atendiendo a su distribución en Cantabria se puede concluir que el avetorillo puede habitar zonas sometidas a un elevado grado de antropización, como son las Marismas de Alday o el Parque de Las Llamas, situado dentro de la ciudad de Santander. Una amenaza que pudiera ejercer una mayor afección sobre esta especie es la pérdida y degradación de los hábitats más apropiados para su reproducción (Purroy, 1997). Así, se ha achacado a este factor la pérdida, tanto de efectivos de la especie como de su área de distribución, entre los años 1970 y 1980, aunque actualmente no existe información suficiente para confirmar esta tendencia (Aransay & Díaz, 2003).

Para adecuar el diagnóstico de la vulnerabilidad en futuras revisiones del estado de conservación de esta especie, se debe evaluar su vulnerabilidad a partir de la tasa de pérdida de su hábitat preferente, el carrizal (hábitats 73N4, 73N6 y 73N7). Esta tasa se calcula comparando el área que cubre dicho hábitat en revisiones cartográficas sucesivas, valorando la especie como vulnerable frente a estos cambios cuando la superficie ocupada por el carrizal, en el área de distribución del avetorillo, muestre una tasa de reducción superior al 5% anual. En la cartografía de hábitats litorales (Anejo II Plan Marco), las teselas donde los carrizales constituyen la formación vegetal dominante suman 70 ha., mientras que en la cartografía de hábitats acuáticos continentales no se han identificado carrizales en el embalse del Ebro. Estos datos servirán para determinar la pérdida de vegetación palustre tras la siguiente revisión cartográfica.

Debido a estas consideraciones, actualmente no se dispone de una base de datos de presiones antrópicas adecuado para evaluar la vulnerabilidad de *I. minutus* en Cantabria, por lo que este indicador se ha evaluado como "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Ixobrychus minutus* en Cantabria es **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Aransay, I.F. & J.A. Díaz, 2003. Avetorillo común *I. minutus.* In: Martí, R. y del Moral, J.C. (eds.). Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Herrero, A. & González, F. 2004. El Atlas de las aves reproductoras. Una herramienta de conservación en Cantabria. Locustella 3: 90-97.

Kushlan, J.A. & Hafner, H. (eds.) 2000. Heron conservation. Academic Press. London.

Navedo, J.G. 2008. Monografía XII. Avetorillo (*Ixobrychus minutus*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Purroy, F.J. 1997. Atlas de las Aves de España (1975-1995). SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.

Snow, D.W. & Perrins, C.M. 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise edition. Vol. 1. Ed. Oxford University Press. New York.

Zwarts, L., Bijlsma, R.B., Van der Kamp, J. & Wymenga, E. 2008. Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sahel. Zeist, The Netherlands: KNNV Publishing.

Especie A082. *Circus cyaneus* (aguilucho pálido)

Circus cyaneus es una especie terrestre que, por sus requerimientos ecológicos (p.e. recursos tróficos), puede aparecer asociada a determinados cursos de agua o humedales. Para elaborar un diagnóstico adecuado de su estado de conservación se han considerado los datos disponibles sobre la especie en todo el territorio de Cantabria, sin hacer distinción entre espacios acuáticos y terrestres.

Área de distribución

El área de distribución de *C. cyaneus* se evalúa atendiendo a su área de nidificación actual, con respecto a su área de nidificación potencial, considerándose "insuficiente" si el área de nidificación actual es inferior al 60% del área de nidificación potencial.

Atendiendo a la revisión realizada por Navedo (2008), se ha considerado que el área de nidificación potencial del aguilucho pálido en Cantabria se corresponde con zonas de brezales, prados y otras formaciones herbosas, por lo que su área de nidificación potencial en la región ha quedado definida cartográficamente por este tipo de hábitats (Figura III.37). Para identificar el área actual de nidificación de la especie en la región se han utilizado los datos aportados por García & Arroyo (2003), correspondientes al periodo 1998-2002, donde se recogen registros positivos en 16 cuadrículas UTM de 10 x 10 km donde la especie se ha descrito como reproductor seguro o probable. Estas 16 cuadrículas se han cruzado con los polígonos cartográficos que definen el área potencial de nidificación de la especie (brezales, prados y otras formaciones herbosas), obteniéndose así el área de nidificación que *C. cyaneus* ocupa actualmente en Cantabria (Figura III.37).

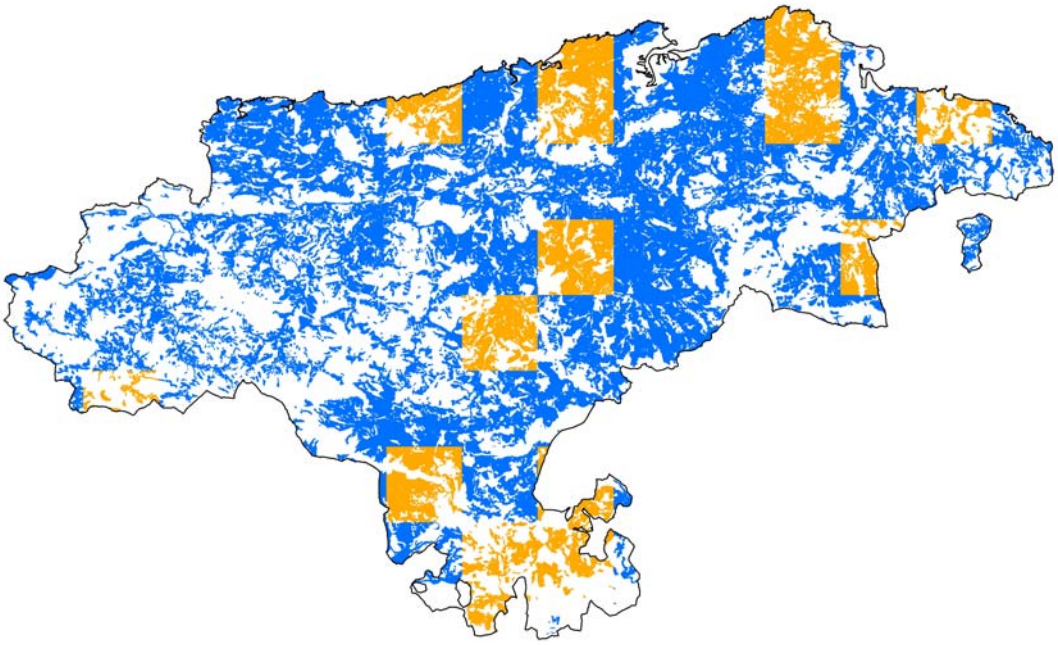


Figura III.37. Área de nidificación actual del aguilucho pálido (*Circus cyaneus*; en color naranja) frente a su posible área potencial de nidificación, en azul.

Tras aplicar esta metodología se obtiene que de las 510.226 Ha que se han identificado como potencialmente aptas para que el aguilucho pálido nidifique en Cantabria, 176.217 Ha están ocupadas por parejas reproductoras, lo que indica que tan solo el 35% del área potencial de cría esta ocupado por parejas reproductoras. Con estos datos el área de distribución de *C. cyaneus* en la región recibe una evaluación de "**insuficiente**".

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *C. cyaneus* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de parejas reproductoras de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual, entendido como número de parejas reproductoras, sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional, entendido como número de parejas reproductoras, disminuya más de un 5% anual.

La tendencia de la población se caracteriza a través de la tasa media de crecimiento anual (λ), la cual se calcula a partir de la siguiente relación matemática:

$$\lambda(\%) = (\lambda-1)*100; \ \lambda = e^{r}$$

$$r = (\ln N_t - \ln N_0) / t$$

Donde N_t = nº parejas finales; N_0 = nº parejas iniciales; t = nº años

La única referencia que se ha encontrado respecto al tamaño de la población *C. cyaneus* en Cantabria es la descrita en García & Arroyo (2003; Figura III.38). Debido a la ausencia de datos no resulta posible analizar la dinámica temporal de esta variable poblacional, por lo que el tamaño de la población de aguilucho pálido en Cantabria se evalúa como "**desconocido**".

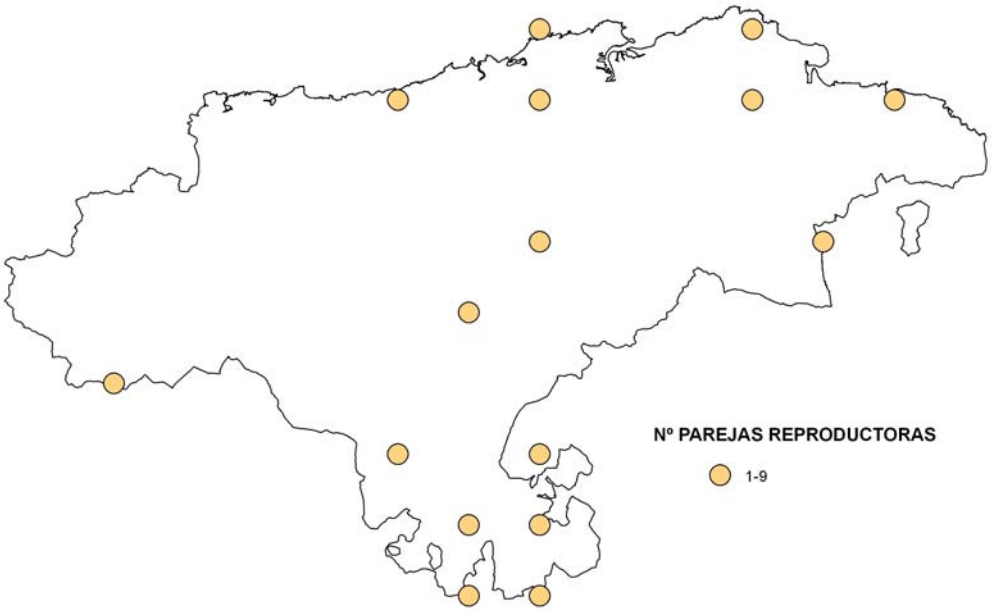


Figura III.38. Estima del número de parejas reproductoras de aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) en Cantabria en cuadrículas de 10 por 10 km representadas por su centroide. Fuente: García & Arroyo (2003).

Estructura

En cuanto a la estructura de la población de aguilucho pálido, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Productividad.
2. Supervivencia de adultos.

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor. Éste se caracteriza a partir del índice de eclosión (proporción de pollos que nacen en cada nido con puesta) y el índice de productividad (proporción de pollos que sobreviven). Los umbrales mínimos para que estos índices se valoren favorablemente se deben determinan a partir de la obtención de datos en el área de estudio o de referencias bibliográficas correspondientes a zonas cercanas, o con características ambientales similares. Hay que considerar que Cantabria parece contar con un escaso número de parejas reproductoras, por lo que la aplicación de este indicador sería muy reducida.

Ante el déficit actual de información, la productividad del avetorillo se evalúa como "**desconocida**".

Supervivencia de adultos

La tasa de supervivencia adulta se define como la probabilidad de que un ejemplar adulto de la población siga con vida al año siguiente. Actualmente no se dispone de información al respecto, por lo que se deberían llevar a cabo programas de captura-marcaje-

recaptura de ejemplares durante la época reproductora para poder evaluar este parámetro.

Ante el déficit actual de información este parámetro se ha evaluado como "**desconocido**".

Vulnerabilidad

Las principales alteraciones que pueden afectar a esta especie derivan de los usos del suelo en sus zonas de cría. Por ejemplo, se ha descrito que en zonas cerealistas el 14% de los pollos de esta especie mueren en la época de la cosecha (Arroyo & García, 1999). Otras actividades y actuaciones como la desecación de humedales, los incendios o la intensificación de la agricultura y la ganadería también pueden generar importantes cambios en el hábitat de la especie, repercutiendo negativamente en su reproducción. En Cantabria, cabe destacar que una importante superficie de las áreas de campiña y landas atlánticas litorales han sufrido profundas modificaciones por actividades urbanísticas y la promoción de las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus globulus*). Además, el uso de herbicidas y biocidas contribuye a la reducción de presas (García & Arroyo, 2003), uno de los factores que más incidencia tiene sobre la ocupación de un territorio por parte de estos aguiluchos (Amar *et al.*, 2003). Por último, la expansión de vegetación exótica, en concreto de *Cortaderia selloana*, reduce la calidad del hábitat tanto para el propio *C. cyaneus* como para sus presas, lo que también podría disminuir la potencialidad de territorios para esta especie.

Actualmente no se dispone de una base de datos de presiones antrópicas adecuado para evaluar las alteraciones indicadas, por lo que la vulnerabilidad de *C. cyaneus* en la región se ha valorado como "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

Tras los resultados expuestos, se considera que el estado de conservación de *Circus cyaneus* en Cantabria es **INSUFICIENTE**.

Bibliografía

Amar, A., Redpath, S. & Thirgood, S. 2003. Evidence of food limitation in the declining Hen Harrier population on the Orkney Islands. Biological Conservation 111: 374-388.

Arroyo, B. & García, J.T. 1999. Los aguiluchos cenizo (*C. pygargus*) y pálido (*C. cyaneus*) en las áreas cerealistas del Jarama: resumen de ocho años de estudio. Anuario ornitológico de Madrid 1988: 14-25.

García, J.T. & Arroyo, B. 2003. Aguilucho pálido (*Circus cyaneus*). En: Martí, R. y del Moral, J.C. (eds.). Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Navedo, J.G. 2008. Monografía XII. Aguilucho pálido (*Circus cyaneus*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie A103. *Falco peregrinus* (halcón peregrino)

Falco peregrinus es una especie terrestre que, por sus requerimientos ecológicos (p.e. recursos tróficos o sustrato de nidificación), aparece frecuentemente asociada a ambientes acuáticos, fundamentalmente a la franja litoral. Por lo tanto, para elaborar un diagnóstico adecuado de su estado de conservación se han considerado los datos disponibles sobre la especie en todo el territorio de Cantabria, sin hacer distinción entre espacios acuáticos y terrestres.

Área de distribución

El área de distribución de *F. peregrinus* se evalúa atendiendo a su área de nidificación actual, con respecto a su área de nidificación potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de nidificación actual es inferior al 60% del área de nidificación potencial.

Aunque *F. peregrinus* parece muy poco exigente a la hora seleccionar sus zonas de nidificación, utilizando en ocasiones estructuras antrópicas como tendidos eléctricos o antiguas chimeneas (Gainzaraín *et al*., 2003). En Cantabria utiliza mayoritariamente áreas rupícolas (p.e. roquedos; Fombellida *et al*., 2008), las cuales se pueden considerar como las zonas naturales de cría para esta especie (Navedo, 2008), por lo que para determinar su área de nidificación potencial en la región se han considerado todas aquellas cuadrículas UTM de 10 X 10 km que cuentan con roquedos por debajo de los 1.300 metros, altitud que parece marcar el límite de distribución actitudinal de la especie en Cantabria (Fombellida *et al.*, 2008).

Por otro lado, como área de nidificación actual se han considerado las cuadrículas en las que se han identificado parejas nidificantes de la especie, tanto de manera segura (aquellas cuadrículas donde se ha comprobado la reproducción) como probable (aquellas cuadrículas donde no se ha confirmado la reproducción, pero se han observado aves ocupando territorios). Los datos utilizados para estimar la superficie de nidificación de *F. peregrinus* en Cantabria se han extraído del Censo de Rapaces Rupícolas de Cantabria (Fombellida *et al*., 2008).

A partir de estos datos se obtiene que actualmente la especie nidifica en 55 de las 58 cuadrículas que conforman su área de distribución potencial (Figura III.39), lo que supone un 95% de ocupación real respecto de la ocupación potencial. Por lo tanto, siguiendo la metodología de diagnóstico descrita, el área de distribución de *F. peregrinus* en Cantabria recibe una valoración "**favorable**".

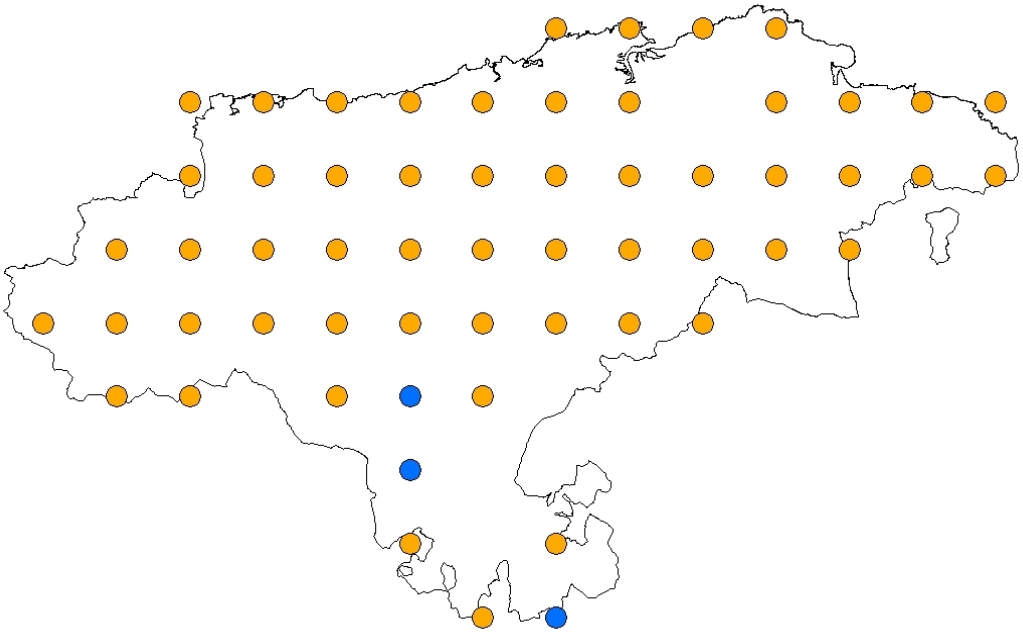


Figura III.39. Área de nidificación actual del halcón peregrino (*Falco peregrinus*; en color naranja) frente a su posible área potencial de nidificación, en azul.

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *F. peregrinus* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de parejas reproductoras de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual, entendido como número de parejas reproductoras, sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional, entendido como número de parejas reproductoras, disminuya más de un 5% anual.

La tendencia de la población se caracteriza a través de la tasa media de crecimiento anual (λ), la cual se calcula a partir de la siguiente relación matemática:

$$\lambda(\%) = (\lambda-1)*100; \ \lambda = e^{r}$$

$$r = (\ln N_t - \ln N_0) / t$$

Donde N_t = nº parejas finales; N_0 = nº parejas iniciales; t = nº años
Barquín *et al.* (1997) estiman una población de 67–79 parejas reproductoras en Cantabria en el año 1997, mientras que Fombellida *et al.* (2008) estiman que el número

de parejas reproductoras es de 105–123 en el año 2008. Considerando el número medio de parejas de los rangos dados (73 en 1997 y 114 en 2008) se obtiene una tasa media positiva de crecimiento anual del 4%, por lo que el tamaño poblacional de *F. peregrinus* en Cantabria se evalúa como "**favorable**". Sin embargo, hay que considerar esta valoración como una primera aproximación al respecto, ya que parte del incremento registrado en el número de parejas viene determinado por un mayor reconocimiento de territorios en Fombellida *et al.* (2008).

Estructura

En cuanto a la estructura de la población de *F. peregrinus*, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Productividad.
2. Supervivencia de adultos.
3. Densidad de territorios

Productividad

La productividad se evalúa a partir del éxito reproductor. Éste se caracteriza a partir del índice de eclosión (proporción de pollos que nacen en cada nido con puesta) y el índice de productividad (proporción de pollos que sobreviven). Los umbrales mínimos para que estos índices se valoren favorablemente se deben determinan a partir de la obtención de datos en el área de estudio o de referencias bibliográficas correspondientes a zonas cercanas o con características ambientales similares.

Ante el déficit actual de información, la productividad de *F. peregrinus* se evalúa como "**desconocida**".

Supervivencia de adultos

La tasa de supervivencia adulta se define como la probabilidad de que un ejemplar adulto de la población siga con vida al año siguiente**.** Actualmente no se dispone de información al respecto, por lo que se deberían llevar a cabo programas de captura-marcaje-recaptura de ejemplares para poder evaluar este parámetro.

Ante el déficit actual de información este parámetro se ha evaluado como "**desconocido**".

Densidad de territorios

Los datos disponibles en la actualidad indican que Cantabria cuenta con 21,5 parejas/1.000 km^2, lo que supone que, como promedio, cada territorio ocupa un área de 46,5 km^2 (Fombellida *et al*, 2008). De las 7 CC.AA. en las que se dispone de este tipo de datos (Gainzaraín *et al*., 2003) Cantabria es la Autonomía que cuenta con una mayor densidad de territorios, triplicando a la Autonomía que ocupa el segundo puesto (País

Vasco con 7,7 parejas/1000 km^2; Figura III.40). Estos datos hacen que la densidad de territorios en la región reciba una evaluación "**favorable**".

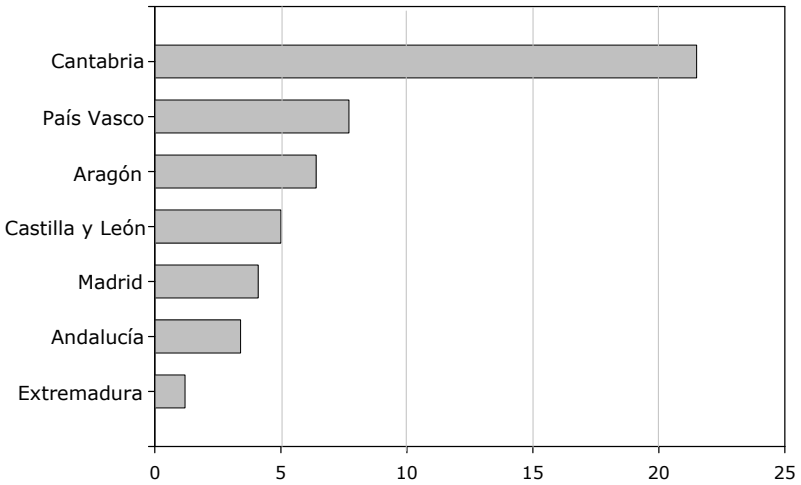


Figura III.40. Número de territorios de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) por cada 1000 km^2 de superficie en las 7 CC.AA. representadas. Extraído de Fombellida *et al.* (2008).

Vulnerabilidad

La causa responsable de la merma del tamaño poblacional de la especie a mediados del siglo XX fue el empleo de pesticidas organoclorados. El desarrollo y aplicación de las políticas europeas sobre productos sanitarios (Directiva 79/117 y Directiva 91/414/CEE) podría ser una de las principales causas de la recuperación de la especie que, en España, al igual que en el resto de países europeos, presenta una tendencia general positiva en los últimos diez años (Gainzaraín et al. 2003; BirdLife International/EBCC, 2000).

Entre las amenazas actuales más graves para la especie se encuentran la pérdida de hábitat (por abandono de las prácticas agroganaderas tradicionales, expansión de vegetación invasora, urbanización de las áreas costeras…), las molestias en los territorios de reproducción de la especie (tránsito de personas, práctica de escalada, etc), los accidentes con tendidos eléctricos, la persecución por parte de propietarios de palomares, la captura de individuos para la práctica de la cetrería y la restauración ambiental de canteras (Fombellida et al., 2008; Navedo, 2008).

Actualmente no se dispone un inventario de presiones adecuado evaluar la vulnerabilidad de *F. peregrinus* en Cantabria, por lo que este indicador se ha evaluado como "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

Los datos disponibles han permitido evaluar diversos indicadores para determinar el estado de conservación del halcón peregrino en Cantabria. Estos resultados parecen corroborar la tendencia reflejada por otros autores que indican una recuperación y expansión de la especie a escala global (Gainzaraín et al. 2003; BirdLife

International/EBCC, 2000). Así, tras realizar el presente diagnóstico se ha obtenido una valoración favorable para el área de distribución (p.e. área de nidificación) y el tamaño de su población nidificante en Cantabria. Igualmente, la elevada densidad de territorios en la región también indica que la especie se encuentra en un estado de conservación favorable. Partiendo de la evaluación de estos tres indicadores parciales, el estado de conservación de esta especie en la región se ha determinado **FAVORABLE**. Este resultado se puede considerar como una primera aproximación a este respecto, debiendo completar la información de todos los indicadores propuestos en este diagnóstico para emitir una evaluación definitiva del estado de conservación del halcón peregrino en Cantabria.

Bibliografía

Barquín, P., Garza, V., González, J.L., González, M. & Tejedor, O. 1997. Situación de las poblaciones de Águila real, Águila perdicera, Alimoche, Buitre leonado y Halcón peregrino en Cantabria. Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio de la Universidad de Cantabria. Fauna silvestre de Cantabria. Informe inédito para la Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca.

BirdLife International/European Bird Census Council. 2000. European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series nº10. Cambridge, UK

Fombellida, I., Saiz, J. & Gómez, J. 2008. Seguimiento de las rapaces rupícolas en Cantabria: 2007 – 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Gainzaraín, J.A., Rodríguez, A.F. & Arambarri, R. 2003. Halcón Peregrino *Falco peregrinus.* En: Martí, R. y Del Moral, J.C. (Eds.). Atlas de las Aves Reproductoras en España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.

Navedo, J.G. 2008. Monografía XVII. Halcón peregrino (*Falco peregrinus*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Especie A302. *Sylvia undata* (curruca rabilarga)

Sylvia undata es una especie terrestre que, por sus requerimientos ecológicos, puede aparecer asociada a determinados cursos de agua o humedales. Por lo tanto, para elaborar un diagnóstico adecuado de su estado de conservación es necesario evaluar las poblaciones que se localizan tanto en hábitats terrestres como acuáticos.

Área de distribución

El área de distribución de la curruca rabilarga se evalúa atendiendo a su área de nidificación actual, con respecto a su área de nidificación potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de nidificación actual es inferior al 60% del área de nidificación potencial.

La distribución actual de la curruca rabilarga en Cantabria se ha representado mediante cuadrículas UTM de 10 x 10 km, en las que se indica la presencia de parejas reproductoras de la especie en la región (ver Ramos & Vázquez, 2003; Figura III.41). Sin embargo, algunos autores sugieren que Cantabria parece contar con un mayor número de zonas de cría, sobre todo en áreas de la franja costera que cuentan con un escaso grado de urbanismo (ver Navedo, 2008). Por lo tanto, las zonas de cría reales de la curruca rabilarga en Cantabria pudieran estar infrarrepresentadas en la Figura III.41.

El hábitat por el que la subespecie *dartfordiensis*, que es la que está presente en Cantabria (Ramos & Vázquez, 2003), muestra mayor predilección es el que está formado por matorrales húmedos con fuerte dominancia de tojo (*Ulex* spp.), brecina (*Calluna vulgaris*) y otros brezos (*Erica* spp.; van den Berg *et al.*, 2001). En Cantabria estos matorrales de bajo porte están ampliamente distribuidos por la mayor parte de la región, aunque existen algunas áreas donde aparecen poco representados y muestran una gran fragmentación. Estas zonas de escasa presencia de matorral se sitúan principalmente en las cuencas de los ríos Bullón, Pisueña, Campiazo y Gándara, así como en la parte baja de las cuencas de los ríos Saja, Pas y Miera. Sin embargo, en algunas de estas zonas se ha confirmado la reproducción de la especie (Navedo, 2008), por lo que no está justificada su exclusión como áreas potenciales para la cría de la especie. Por lo tanto, debido a la gran plasticidad ecológica que paerece mostrar *S. undata* en Cantabria, se considera que toda la región pudiera incluirse dentro del área de distribución potencial de la especie.

Al no disponer de información fidedigna para 44 de las 68 cuadrículas establecidas en Cantabria que garantice su uso/desuso como zonas de cría, el área de distribución actual de la curruca rabilarga en la región recibe un diagnóstico de "**desconocido**". Por otro lado, hay que considerar que parece que su presencia se ha rarificado en varias zonas de la región en los últimos 10 años (Navedo, 2008). En este marco, cabe incidir en la fuerte tendencia regresiva de la especie en España durante el período 1996-2005 (SEO/BirdLife, 2006).

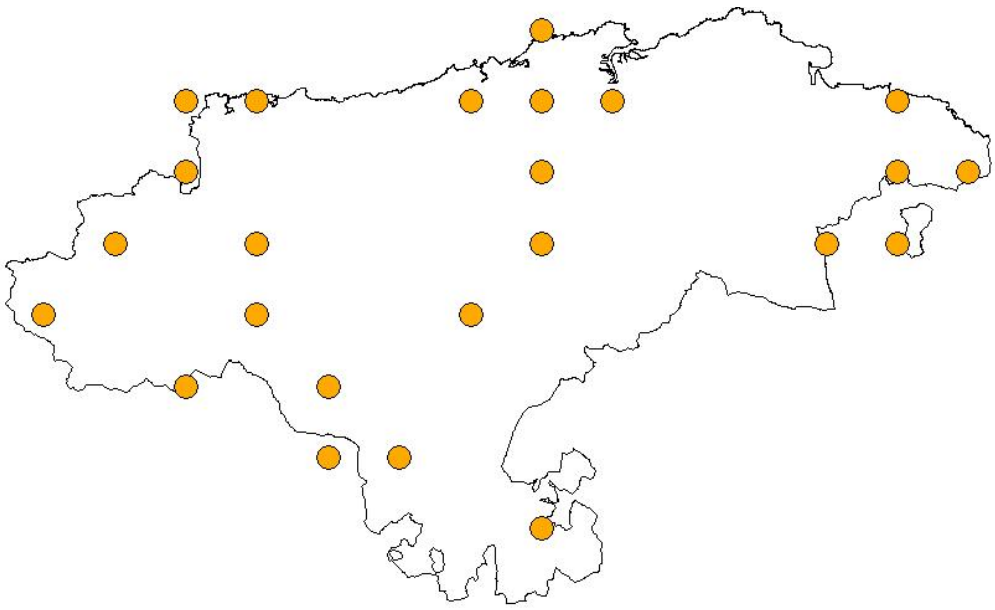


Figura III.41. Distribución actual de las parejas reproductoras de curruca rabilarga (*Sylvia undata*) en Cantabria, por cuadrículas UTM de 10 x 10 km representadas por su centroide. Fuente: Ramos & Vázquez (2003).

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *S. undata* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de parejas reproductoras de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual, entendido como número de parejas reproductoras, sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional, entendido como número de parejas reproductoras, disminuya más de un 5% anual.

Una aproximación al tamaño actual de la población de curruca rabilarga, entendida como el número de parejas reproductoras de la especie, se puede obtener a partir de los datos aportados por Ramos & Vázquez (2003; Figura III.42). Sin embargo, como se ha mencionado anteriormente, estos datos podrían estar subestimando el número real de parejas reproductoras en la región, por lo que es probable que el número de parejas sea superior al representado en la Figura III.42. Además, la ausencia de datos que permitan analizar la dinámica temporal de esta variable poblacional impide emitir un diagnóstico del tamaño de la población de curruca rabilarga en Cantabria, por lo que su evaluación es "**desconocida**".

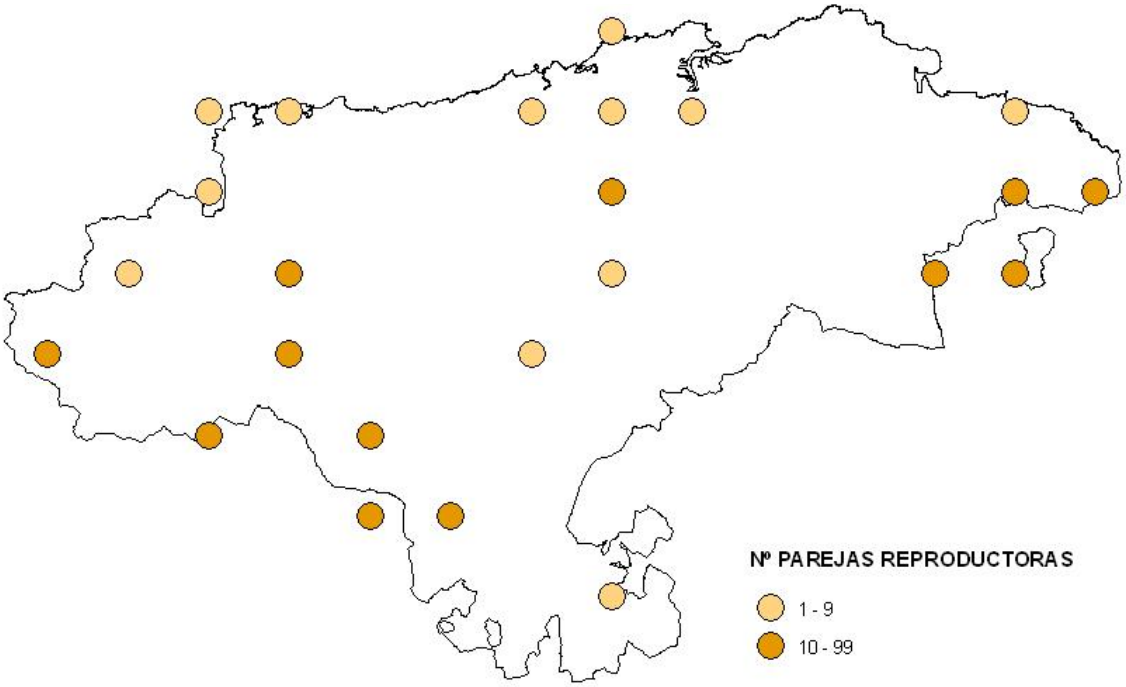


Figura III.42. Estima del número de parejas reproductoras de curruca rabilarga (*Sylvia undata*) en Cantabria en cuadrículas de 10 x 10 km representadas por su centroide. Fuente: Ramos & Vázquez (2003).

A la hora de evaluar el tamaño poblacional de la especie y su tendencia hay que considerar que las poblaciones disminuyen dramáticamente tras los inviernos climatológicamente más duros, mientras que los inviernos templados permiten su recuperación (Cantos & Isenmann, 1997). Además, la curruca rabilarga presenta una gran querencia por sus territorios, volviendo a los mismos tras una perturbación (p.e. incendios), aunque tardan unos 2-6 años en volver a reproducirse tras la perturbación (Cantos & Isenmann, 1997), por lo que en ese espacio de tiempo disminuye la supervivencia adulta y la tasa de reclutamiento es prácticamente nula (Pons *et al.*, 2003).

Estructura

En cuanto a la estructura de la población de curruca rabilarga, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Productividad.
2. Supervivencia de adultos.

Productividad

La productividad se evalúa a partir de la tasa de reclutamiento, que se expresa como el número de individuos inmaduros que alcanzan su madurez sexual por cada adulto. Cabe destacar que en esta especie la madurez sexual se alcanza al final del primer año de vida (Snow & Perrins, 1998).

Actualmente no se dispone de datos para valorar este índice ni para proponer umbrales de valoración, por lo que la productividad del curruca rabilarga en Cantabria se diagnostica "**desconocida**".

Supervivencia de adultos

La tasa de supervivencia adulta se define como la probabilidad de que un ejemplar adulto de la población siga con vida al año siguiente. Actualmente no se dispone de información al respecto, por lo que se deberían llevar a cabo programas de captura-marcaje-recaptura de ejemplares durante la época reproductora para poder evaluar este parámetro.

Ante el déficit actual de información este parámetro se ha evaluado como "**desconocido**".

Vulnerabilidad

La curruca rabilarga es una especie vinculada a medios terrestres, por lo que las alteraciones antrópicas que más amenazan su conservación no aparecen asociadas a los medios acuáticos. Así, se ha descrito que la especie es muy sensible a los incendios (Pons *et al.*, 2003), o a los cambios generados en el medio a largo plazo tras el abandono de las actividades agrícolas y ganaderas tradicionales (Sirami et al., 2007). Por otro lado, la intensificación agrícola podría repercutir negativamente en las poblaciones de curruca rabilarga debido a la pérdida de setos y linderos naturales en las concentraciones parcelarias, los cuáles proporcionan refugio y alimento, además de funcionar como corredores ecológicos entre las áreas de alimentación y las zonas de cría. El uso de pesticidas también puede señalarse como otro factor negativo, ya que puede producir el envenenamiento de ejemplares de curruca tras ingerir insectos muertos a causa de estos productos (Navedo, 2008). Del mismo modo, la expansión de los monocultivos en la franja litoral de Cantabria (principalmente eucaliptales) reduce el área de distribución potencial de la especie (Ramos & Vázquez, 2003). Paralelamente, la fragmentación del área de distribución tiene un efecto perjudicial sobre sus poblaciones (van den Berg et al., 2001). Otro factor a tener en cuenta son las colisiones accidentales con vehículos que aumentan la mortalidad no natural (Catchpole y Phillips, 1992). También la expansión de vegetación exótica, en concreto de *Cortaderia selloana*, reduce la calidad del hábitat para las currucas, lo que puede afectar a sus poblaciones a medio-largo plazo.

Debido a que no se dispone de una base de datos de presiones antrópicas adecuado para evaluar la vulnerabilidad de la especie, este indicador se evalúa como "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

No se dispone de información suficiente para valorar ninguno de los indicadores del estado de conservación de *S. undata*. Por lo tanto, hasta que se puedan determinar los valores correspondientes a la distribución, tamaño poblacional, estructura y

vulnerabilidad de la especie, el resultado final del diagnóstico del estado de conservación de *S. undata* en Cantabria se considera **DESCONOCIDO**.

Bibliografía

Cantos, F.J. & Isenmann, P. 1997. Dartford warbler *Sylvia undata.* In: Hagemeijer, J.M. y Blair, M.J. (Eds.). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. Ed. T. & A.D. Poyser. London.

Catchpole, C.K. & Phillips, J.F. 1992. Territory quality and reproductive success in the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England. Biological Conservation 61: 209.

Navedo, J.G. 2008. Monografía XIX. Curruca rabilarga (*Sylvia undata*). En: Plan marco de gestión de los LICs fluviales de la Comunidad Autónoma de Cantabria. GESHA, 2008. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad del Gobierno de Cantabria.

Pons, P., Henry, P-Y., Gargallo, G., Prodon, R. & Lebreton, J-D. 2003. Local survival after fire in Mediterranean shrublands: combining capture-recapture data over several bird species. Population Ecology 45: 187-196.

Ramos, J.J & Vázquez, X. 2003. Curruca Rabilarga *Sylvia undata*. En: Martí, R. y Del Moral, J.C. (Eds.). Atlas de las Aves Reproductoras en España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.

SEO/BirdLife (V.Escandell, coord.). 2006. Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras en España (Programa SACRE): Informe 1996-2005. Ed. SEO/BirdLife. Madrid.

Sirami, C., Brotons, L. & Martin, J-L. 2007. Vegetation and songbird response to land abandonment: form landscape to census plot. Diversity and Distributions 13: 42-52.

Snow, D.W. & Perrins, C.M. 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise edition. Vol. 1. Ed. Oxford University Press. New York.

van den Berg, L.J.L., Bullock, J.M., Clarke, R.T., Lanston, R.H.W. & Rose, R.J. 2001. Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. Biological Conservation 101: 217-228.

Especie A379. *Emberiza hortulana* (escribano hortelano)

Emberiza hortulana es una especie terrestre que, por sus requerimientos ecológicos, puede aparecer asociada a determinados cursos de agua o humedales. Por lo tanto, para elaborar un diagnóstico adecuado de su estado de conservación es necesario evaluar las poblaciones que se localizan tanto en hábitats terrestres como acuáticos.

Área de distribución

El área de distribución de *E. hortulana* se evalúa atendiendo a su área de nidificación actual, con respecto a su área de nidificación potencial o de referencia, considerándose "insuficiente" si el área de nidificación actual es inferior al 60% del área de nidificación potencial.

El área de nidificación de *E. hortulana* se ha representado mediante cuadrículas UTM de 10 x 10 km, en las que se indica la presencia de parejas reproductoras de la especie en la región (ver Pons, 2003; Figura III.43).

Esta especie nidifica y se alimenta en el suelo, asociándose a áreas abiertas y soleadas con cierta cobertura arbórea o arbustiva, que utiliza como posaderos (Pons, 2003). Presenta predilección por zonas de matorrales leguminosos (genistas, piornos, etc.) poco densas, aunque también ocupa brezales abiertos, formaciones arbustivas espinosas, bosques claros y mosaicos de cultivos (Pons, 2003). En Cantabria estos matorrales de bajo porte están ampliamente distribuidos por la mayor parte de la región, aunque existen algunas áreas donde aparecen poco representados o muy fragmentados. Las zonas con escasa presencia de matorral se sitúan principalmente en las cuencas de los ríos Bullón, Pisueña, Campiazo y Gándara, así como en la parte baja de las cuencas de los ríos Saja, Pas y Miera. En estas zonas la especie está ausente, así como en gran parte de la vertiente septentrional de la Cordillera Cantábrica, contando con parejas reproductoras en los territorios limítrofes con las provincias de Burgos, Palencia, Asturias y León (Figura III. 43).

Al no disponer de información que aclare los factores que limitan el establecimiento de la especie en gran parte de las zonas de matorral abierto de la región (requerimientos ecológicos, problemas de depredación, competencia interespecífica, etc.), no se puede determinar su área de nidificación potencial. Algunos autores sugieren que la precipitación puede suponer la pérdida de pollos jóvenes (Vepsäläinen *et al*. 1995), por lo que quizá la especie deseche la mayor parte de la vertiente septentrional de la Cordillera Cantábrica, más húmeda que la meridional.

Al disponer únicamente del área actual de nidificación, no se puede aplicar la metodología de diagnóstico propuesta. Sin embargo, la distribución actual de la especie se podrá considerar como situación de partida en el futuro, cuando se disponga de nuevos censos que permitan valorar la tendencia temporal del área de nidificación de esta especie en la región. Hasta entonces el área de distribución de *E. hortulana* en Cantabria recibe un diagnóstico de "**desconocido**".

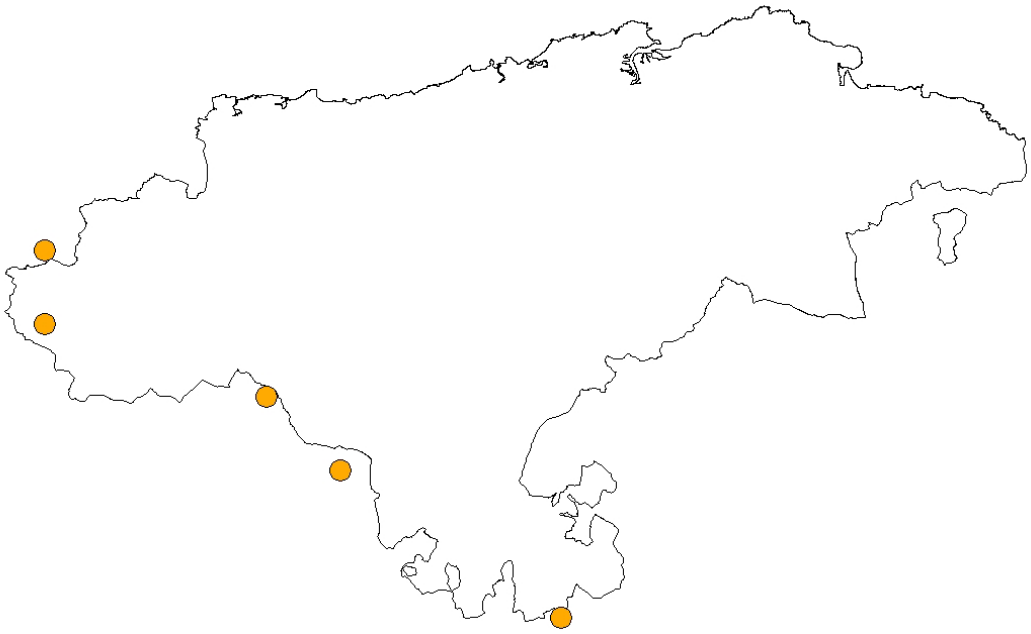


Figura III.43. Distribución actual de las parejas reproductoras de escribano hortelano (*Emberiza hortulana*) en Cantabria. Representación de los centroides de las cuadrículas UTM de 10 x 10 km. Fuente: Pons (2003).

Tamaño y estructura de la población

Tamaño

El tamaño de las poblaciones de *E. hortulana* se considera "insuficiente" si se da alguna de las siguientes circunstancias:

1. Que el número de parejas reproductoras de la población actual sea inferior al tamaño mínimo viable de la especie.
2. Que el tamaño de la población actual, entendido como número de parejas reproductoras, sea inferior al tamaño de la población en el año en el que la Directiva entró en vigor.
3. Que la dinámica temporal marque una tendencia negativa en la que el tamaño poblacional, entendido como número de parejas reproductoras, disminuya más de un 5% anual.

Una aproximación al tamaño actual de la población de *E. hortulana*, entendida como el número de parejas reproductoras, se puede obtener a partir de los datos aportados por Pons (2003; Figura III.44). Debido a la ausencia de datos previos no resulta posible analizar la dinámica temporal de esta variable poblacional, por lo que el tamaño de la población de *E. hortulana* en Cantabria se evalúa como "**desconocido**". Sin embargo, cabe destacar que a nivel nacional la tendencia que muestra la especie parece ser estable o ligeramente positiva, aunque el tamaño poblacional de esta especie puede presentar fuertes oscilaciones interanuales (Pons, 2003).

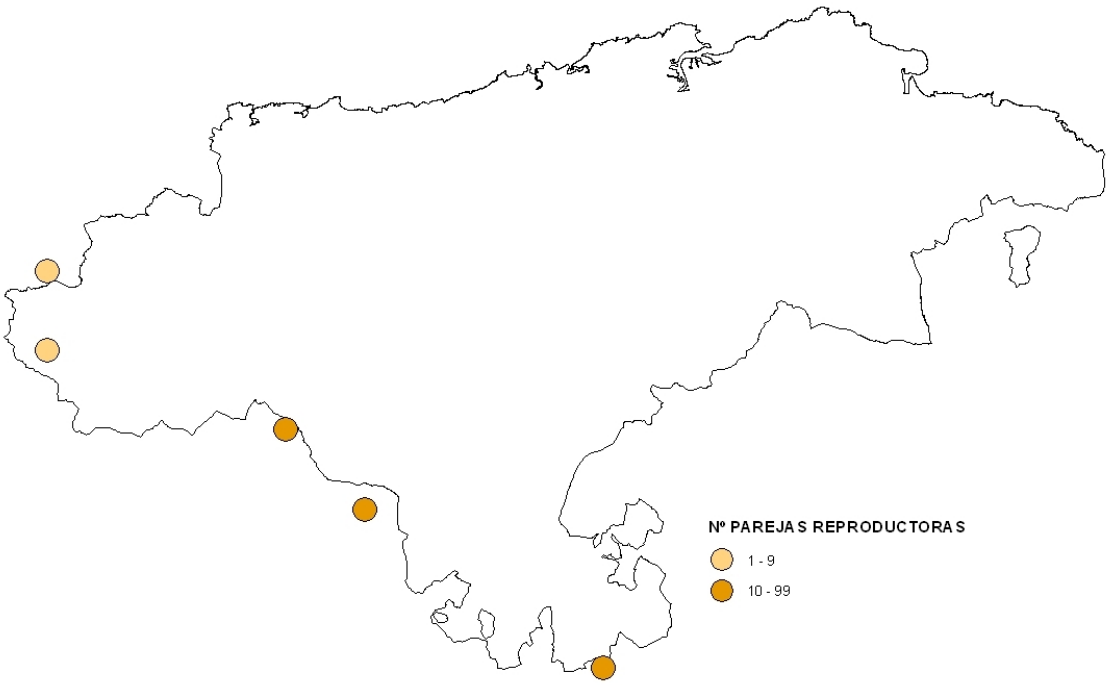


Figura III.44. Estima del número de parejas reproductoras de escribano hortelano (*Emberiza hortulana*) en Cantabria en cuadrículas de 10 por 10 km representadas por su centroide. Fuente: Pons (2003).

Estructura

En cuanto a la estructura de la población de *E. hortulana*, este indicador se evalúa atendiendo a las siguientes variables poblacionales:

1. Productividad.
2. Supervivencia de adultos.

Productividad

La productividad se evalúa a partir de la tasa de reclutamiento, que se expresa como el número de individuos inmaduros que alcanzan su madurez sexual por cada adulto.

Actualmente no se dispone de datos para valorar este índice ni para proponer umbrales de valoración, por lo que la productividad del *E. hortulana* en Cantabria se diagnostica "**desconocida**".

Supervivencia de adultos

La tasa de supervivencia adulta se define como la probabilidad de que un ejemplar adulto de la población siga con vida al año siguiente. Actualmente no se dispone de información al respecto, por lo que se deberían llevar a cabo programas de captura-marcaje-recaptura de ejemplares durante la época reproductora para poder evaluar este parámetro.

Ante el déficit actual de información este parámetro se ha evaluado como "**desconocido**".

Vulnerabilidad

E. hortulana es una especie vinculada a medios terrestres, por lo que las alteraciones antrópicas que más amenazan su conservación no aparecen asociadas a los medios acuáticos. Su principal amenaza en España es la pérdida de hábitat, principalmente debido a la intensificación agrícola, la sucesión natural de zonas aclaradas a bosque o matorral cerrado por abandono de prácticas agroganaderas tradicionales, al urbanismo, a la pérdida de árboles aislados, setos o linderos naturales, etc. (Pons, 2003; Menz *et al*., 2009). Sin embargo, existen otras amenazas que podrían ser determinantes en el estado de conservación de la especie, aunque se desconoce actualmente su contribución, como son las sequías en las áreas de invernada africanas, la caza de ejemplares durante la migración o el uso de pesticidas en las áreas de invernada y migración (Vepsäläinen *et al*. 1995).

Debido a que no se dispone de una base de datos de presiones antrópicas adecuado para evaluar la vulnerabilidad de la especie, este indicador se evalúa como "**desconocido**".

Diagnóstico del estado de conservación

No se dispone de información suficiente para valorar ninguno de los indicadores del estado de conservación de *E. hortulana*. Por lo tanto, hasta que se puedan determinar los valores correspondientes a la distribución, tamaño poblacional, estructura y vulnerabilidad de la especie, el resultado final del diagnóstico del estado de conservación de *E. hortulana* en Cantabria se considera **DESCONOCIDO**.

Bibliografia

Menz, M.H.M., Brotons, L. & Arlettaz, R. 2009. Habitat selection by Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* in post-fire succession in Catalonia: implications for the conservation of farmland populations. Ibis, 151: 752–761

Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005. Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. Annales zoologici Fennici, 42 (2): 91-107

Pons, P. 2003. Escribano Hortelano (*Emberiza hortelana*). En: Martí, R. y Del Moral, J.C. (Eds.). Atlas de las Aves Reproductoras en España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.

ANEJO IV

Descripción General del Medio

GOBIERNO de CANTABRIA
Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad

ÍNDICE

Introducción **1**

1 Características físicas **2**

1.1 Climatología 2
Clima marítimo 2
Clima terrestre 2

1.2 Hidrodinámica 4
Nivel del Mar 4
Corrientes de marea 5
Oleaje 7

1.3 Geomorfología 7
Formaciones litológicas y composición edáfica 7
Topografía 9
Batimetría costera 11

1.4 Características físico-químicas 11
Características del Agua 12
Características de los Sedimentos 18

2 Características biológicas **22**

2.1 Flora 22
Bosque litoral 22
Sistema estuarino 22
Sistema rocoso costero 24
Sistema playa-duna 27
Acantilado y rasa litoral 28

2.2 Fauna 29
Bosque litoral 29
Sistema estuarino 30
Sistema rocoso costero 31
Sistema playa-duna 32
Acantilado y rasa litoral 33

3 Características socio-económicas **35**

3.1 Análisis demográfico y estructura poblacional 35

3.2 Análisis de los usos y actividades 35
Actividades económicas 35
Usos del Suelo 40

3.3 Análisis de Presiones 46
Medio Estuarino 46
Aguas Costeras 49

4 Referencias **53**

Apéndice A **51**

Introducción

Este apartado pretende ser una síntesis de la información requerida para: *i*) caracterizar el medio físico, biológico y socio-económico, de los espacios de la red Natura 2000 en el litoral de Cantabria; y *ii*) aplicar los procedimientos requeridos para la consecución de los planes de gestión.

Un aspecto fundamental en el desarrollo de un plan de gestión lo constituye el conocimiento detallado del medio. La reducida información y conocimiento que, en ocasiones, se tiene sobre la biología o, incluso, sobre los requerimientos ambientales de las especies y los hábitats protegidos en el seno de la Directiva Hábitats, o sobre los aspectos e intereses socioeconómicos que convergen en esos espacios, hace necesario llevar a cabo un análisis que, en la medida de lo posible, contribuya a completar dicho conocimiento y mejore y optimice las medidas de uso y gestión de dichos espacios.

1 Características físicas

En el marco del presente apartado se realiza una síntesis de los aspectos climáticos, hidrodinámicos, geomorfológicos y físico-químicos más relevantes en el medio litoral.

1.1 Climatología

Clima marítimo

De acuerdo con la información de la ROM 04-95 de acciones climáticas (Puertos del Estado, 1995), el clima marítimo del Cantábrico se caracteriza por vientos dominantes del W-NW, W-SW y E-NE, con velocidades medias máximas próximas a los 20 km/h y mínimas en torno a 1m/s (Figura IV.1). En estas latitudes la dirección dominante está estrechamente ligada a la estacionalidad, de manera que durante el otoño y el invierno son los vientos procedentes del E y SW los más frecuentes, mientras que en la época estival destacan los procedentes del NE.

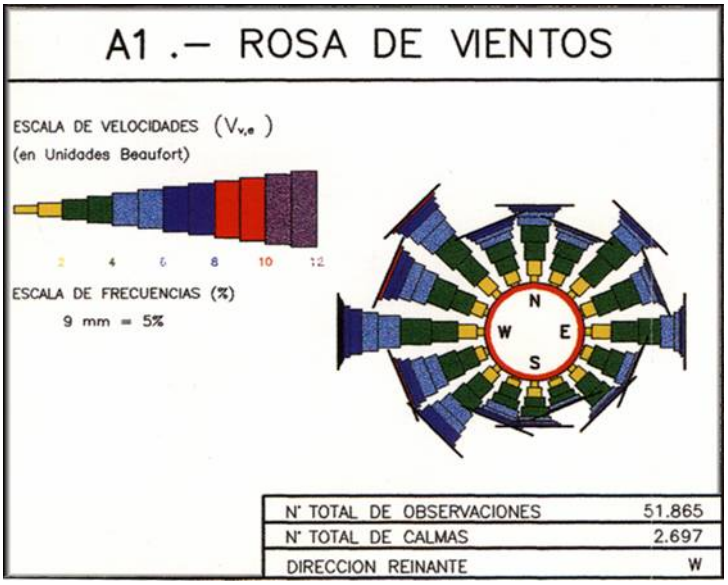


Figura IV.1. Rosa anual de los vientos en el Cantábrico (Fuente: Puertos del Estado, 1995).

Clima terrestre

De acuerdo con su localización en la fachada costera occidental del continente europeo, en Cantabria predomina el clima oceánico atlántico. Atendiendo a la información procedente de la Zonificación Agro-Ecológica de Cantabria (CIFA, 2006), las *precipitaciones medias* del litoral sobrepasan los 1200 mm anuales. En la Figura IV.2 se representa la distribución de la precipitación media en la franja litoral de Cantabria en el periodo comprendido entre los años 1970-2004.

Figura IV.2. Precipitación media anual (mm) en el litoral de la Comunidad Autónoma de Cantabria (Fuente: CIFA, 2006).

En la franja litoral, la precipitación máxima en 24 horas para un período de retorno de 10 años se encuentra próxima a los 100 mm, valor muy inferior al registrado en las áreas de montaña del sureste regional (valles altos del Pas, Pisueña, Miera y Asón), donde la cifra se eleva a 160 mm y supera los 220 mm para un periodo de retorno de 50 años. Esta situación genera en la zona de montaña avenidas de carácter torrencial, que trasladan sus efectos hasta el entorno de los estuarios (GESHA, 2005).

Atendiendo a los valores de precipitación (Figura IV.2) y evapotranspiración media anual (Figura IV.3), el litoral tiene un clima húmedo, con precipitaciones medias anuales que doblan el volumen de agua eliminado por evapotranspiración (CIFA, 2006).

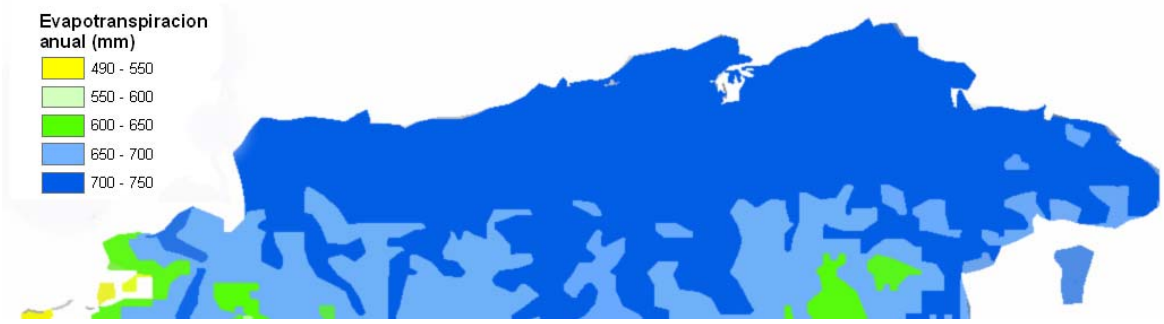


Figura IV.3. Evapotranspiración anual (mm) en el litoral de la Comunidad Autónoma de Cantabria (Fuente: CIFA, 2006).

Tal y como indican los datos registrados en la estación meteorológica del aeropuerto de Parayas (Santander), en el periodo de 1971 a 2000 (Tabla IV.1), Cantabria se caracteriza por un régimen de temperaturas predominantemente templado, con escasa oscilación térmica y temperaturas medias de 10º C en invierno y de 20º C en verano. No obstante aparecen situaciones excepcionales, como las asociadas al viento sur, vientos muy secos que dan lugar a la subida de las temperaturas hasta los 20ºC y 25ºC en los meses invernales (ICANE, 2006).

	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Anual
Temperatura Media	9,5	9,9	10,7	12	14,6	17,1	19,4	19,9	18,3	15,4	12,2	10,7	14,1
Media de las temperaturas máximas	13,3	13,8	14,9	15,9	18,5	20,8	23,1	23,7	22,5	19,6	16,1	14,4	18,1
Media de las temperaturas mínimas	5,6	5,9	6,5	8	10,7	13,4	15,6	16,1	14,1	11,3	8,2	6,9	10,2
Temperatura máxima absoluta	22,5	26,6	29	29,4	34	37,4	37,2	35,2	37,6	33,2	28	24,6	37,6
Temperatura mínima absoluta	-3,2	-4	-2	1,2	3,6	7,6	8,6	9	2,8	1,6	-2,3	-4	-4
Precipitación media	123	104	105	125	89	62	52	72	85	135	146	117	1246
Precipitación diaria máxima	74	66	59	83	62	102	45	134	78	119	71	68	134
Horas de sol	880	1000	1340	1470	1690	1740	1890	1820	1570	1270	980	740	16380
Nº de días con lluvia apreciable	15	14	14	15	15	11	10	10	12	14	15	15	165

Tabla IV.1. Resumen de los datos climáticos registrados en el aeropuerto de Parayas (Santander) entre los años 1971 y 2000 (Fuente: ICANE, 2006).

En la Figura IV.4 se aprecia el gradiente térmico existente entre la franja litoral y las áreas más continentales de la región (temperaturas medias), estimadas por Salas (1993) a partir de series paleoclimáticas.

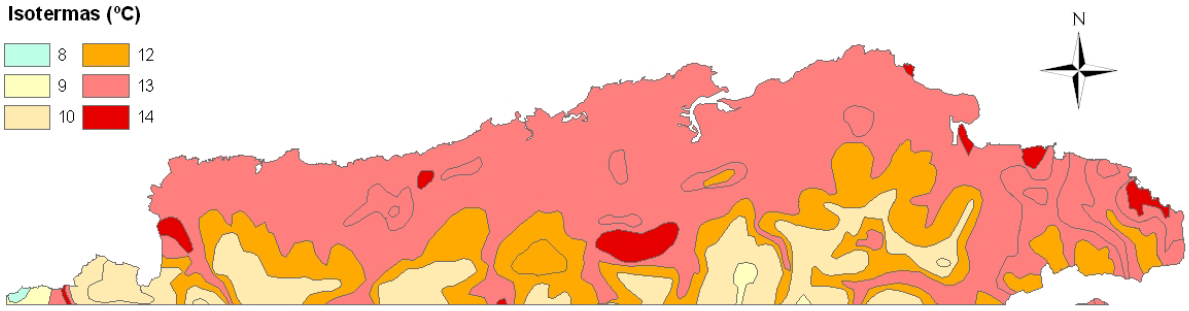


Figura IV.4. Distribución de las isotermas en el litoral de la Comunidad Autónoma de Cantabria (Fuente: Salas, 1993).

1.2 Hidrodinámica

Nivel del Mar

La información sobre las variaciones del nivel de mar procede del Programa de clima marítimo de Puertos del Estado (Puertos del Estado, 2005). El valor medio del nivel de mar en Santander entre los años 1992 y 2005, es de 2.82 m y los valores medios oscilan entre un mínimo de 2,66 m y un máximo de 3,07 m sobre el cero del puerto de Santander (Figura IV.5).

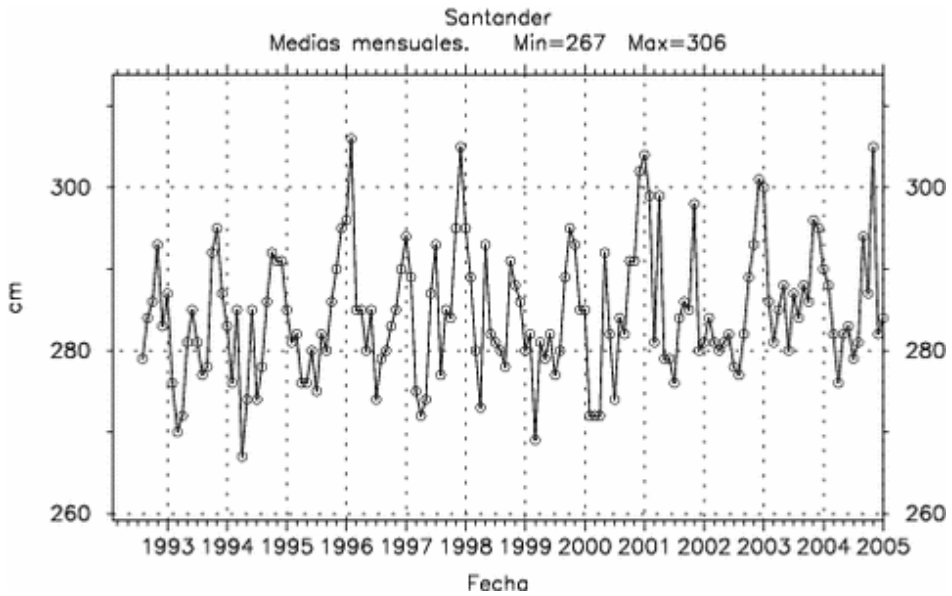


Figura IV.5. Nivel medio mensual del mar en el puerto de Santander durante los años 1992 a 2005 (Fuente: Puertos del Estado, 2007).

Corrientes de marea

La onda de marea en el litoral de Cantabria es la característica del océano Atlántico, con un periodo de 12h 42', ciclos de pleamar y bajamar cada 6h 21' y un rango de oscilación de la altura media próximo a los 4 metros.

Las figuras IV.6 y IV.7 muestran las corrientes de marea, calculadas mediante modelado numérico de propagación de onda larga, modelo H2D (GIOC, 1990), en la bocana de los principales estuarios que conforman los espacios acuáticos litorales de la red Natura 2000 en Cantabria: Santoña, Ajo, Bahía de Santander, Pas, San Vicente, Oyambre, Tina Mayor y Tina Menor. En todos los casos, las velocidades máximas (del orden de 1 m/s) se alcanzan en la bocana de los estuarios durante los períodos de llenante del estuario (GIOC-GESHA, 2006). En el apéndice A se adjuntan fichas con los datos hidrodinámicos completos de cada estuario.

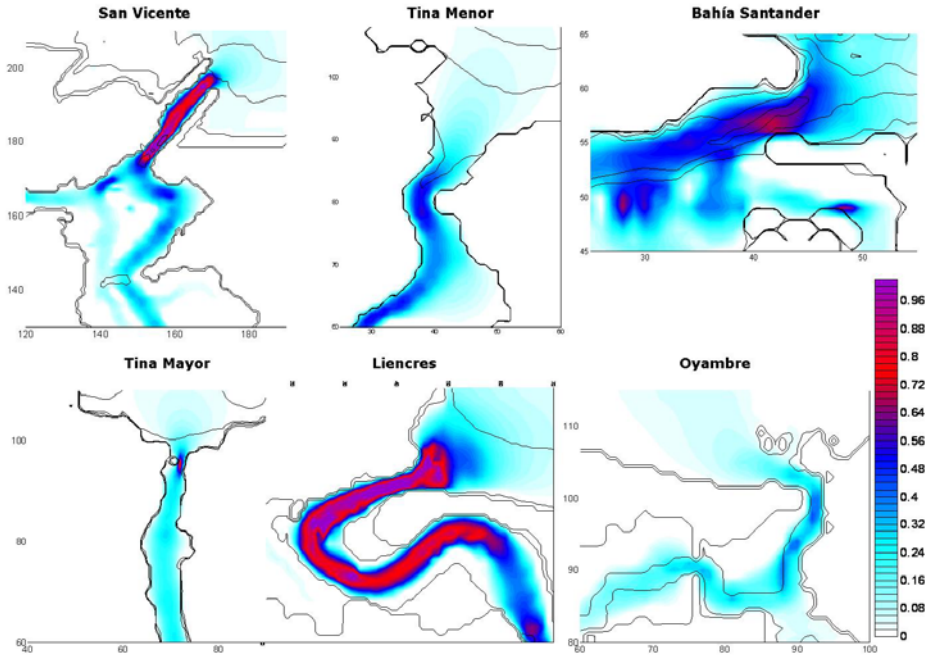


Figura IV.6. Velocidad de las corrientes de marea en las bocanas de los estuarios de Tina Mayor, Tina Menor, San Vicente, Oyambre, Liencres y Bahía de Santander (Fuente: GIOC-GESHA, 2006).

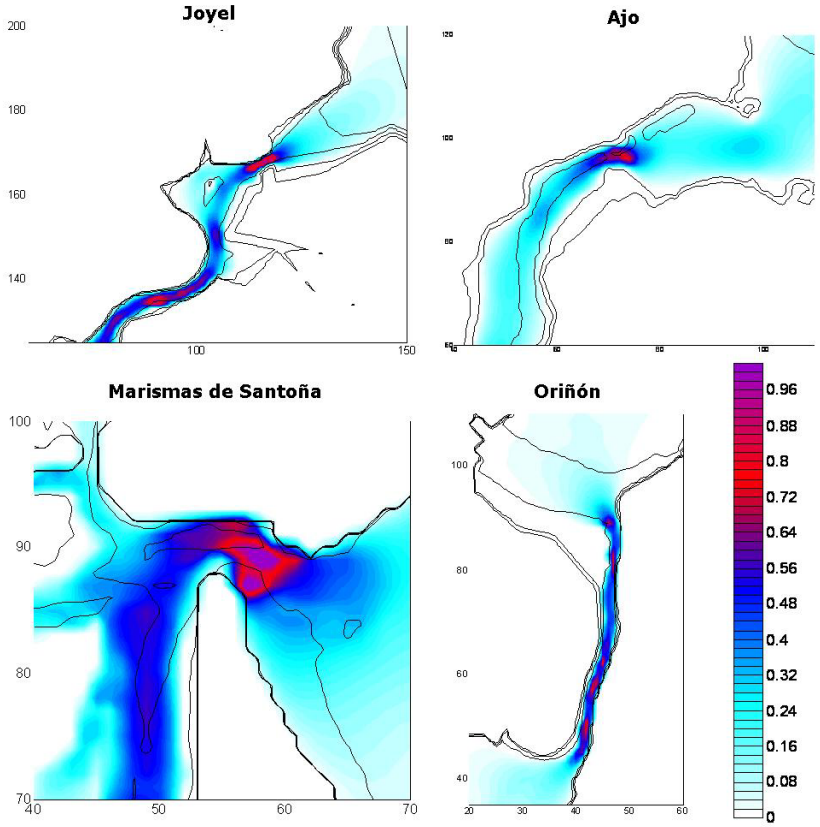


Figura IV.7. Velocidad de las corrientes de marea en las bocanas de los estuarios de Ajo, Joyel, Marismas de Santoña y Oriñón (Fuente: GIOC-GESHA, 2006).

Oleaje

De acuerdo con la información disponible en la ROM 03: Recomendaciones para la consideración de variables medioambientales (Puertos del Estado, 2003), el oleaje dominante en el litoral Cantábrico (altura e intensidad) proviene del primer cuadrante (NW-W), con una probabilidad de ocurrencia superior al 40% y, en menor medida, del segundo y cuarto cuadrante (Figura IV.8)

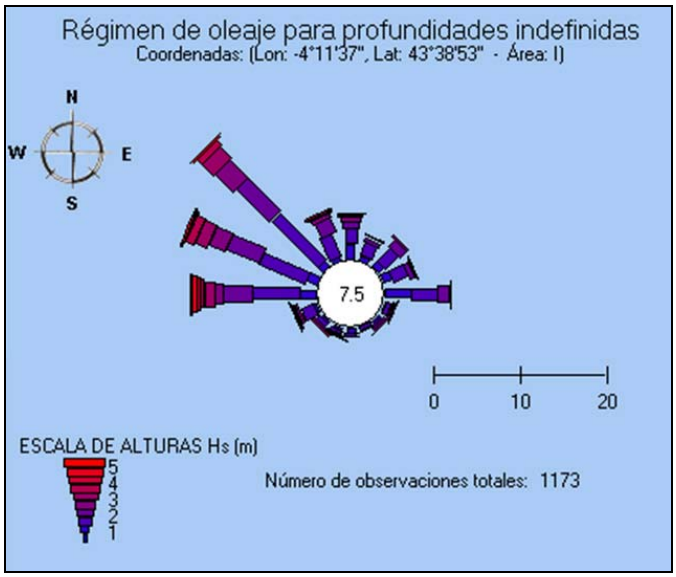


Figura IV.8. Rosa del oleaje para profundidades indefinidas en el Cantábrico, escala de alturas (m) y frecuencia de aparición (%) (Fuente: Puertos del Estado, 2003).

1.3 Geomorfología

Formaciones litológicas y composición edáfica

Medio terrestre

El territorio de Cantabria, incluida la franja litoral, se caracteriza por una litología dominada por arcillas y limonitas de la facies *Weald* y caliza arrecifal masiva apítense (Figura IV.9). En conjunto, estas formaciones representan aproximadamente el 21 % de la superficie total de la región (Dpto Ciencias de la Tierra y Física de la Materia Condensada).

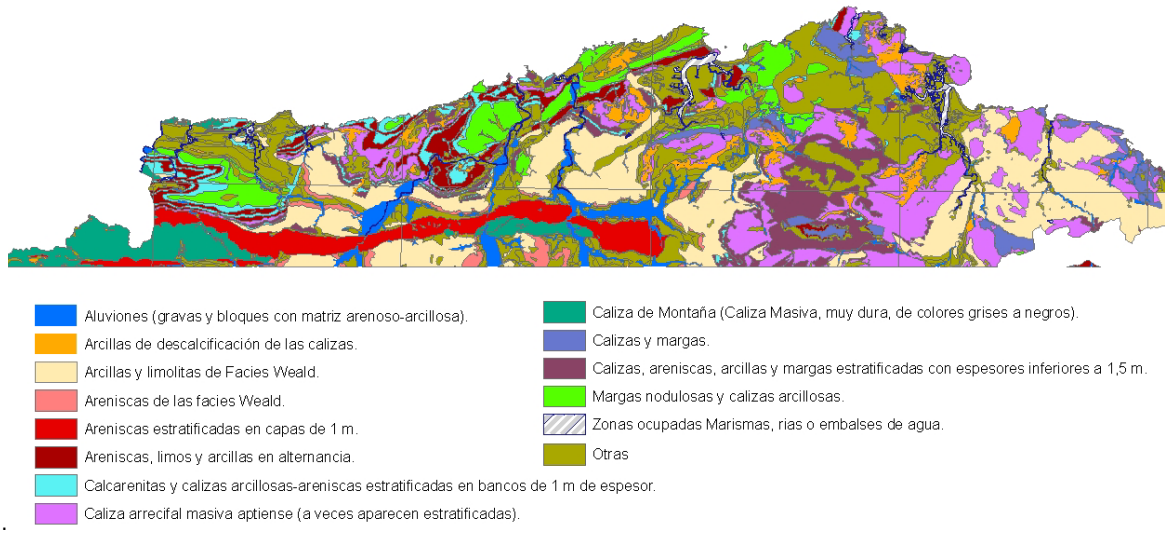


Figura IV.9. Representación de las principales formaciones litológicas en el litoral de la Comunidad Autónoma de Cantabria (Fuente: Dpto. de Ciencias de la Tierra y Física de la Materia Condensada, Universidad de Cantabria; escala 1:50000).

Atendiendo a la clasificación de suelos de la FAO (FAO-UNESCO, 1988), el tipo de suelo dominante, tanto en el conjunto de la región como en su área litoral, se corresponde con el cambisol (tierras pardas), presente en aproximadamente el 50% del territorio. No obstante, las tipologías Ranker y Litosol representan, asimismo, una superficie significativa de la región (Figura IV.10).

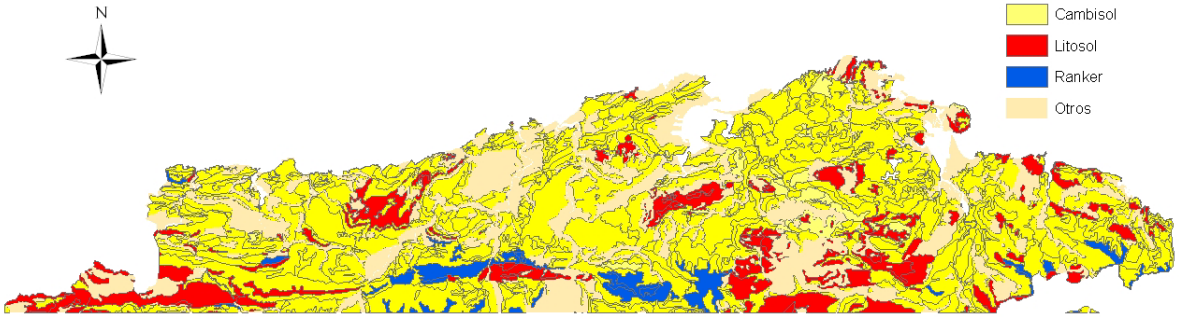


Figura IV.10. Distribución de los principales tipos de suelos en el litoral de la Comunidad Autónoma de Cantabria (Fuente: Dpto. de Ciencias de la Tierra y Física de la Materia Condensada, Universidad de Cantabria).

Medio marino

Los fondos del litoral de Cantabria son rocosos en más del 55% de su superficie (Figura IV.11). Los estuarios representan el principal aporte sedimentario a la costa, favoreciendo en su desembocadura la acumulación de importantes depósitos de arena

(Geomytsa, 1992). Este es el caso de los estuarios del Pas, la Bahía de Santander o Santoña. Todos ellos disponen de grandes depósitos sedimentarios asociados, que se extienden desde su desembocadura hasta profundidades que superan los -20 m.

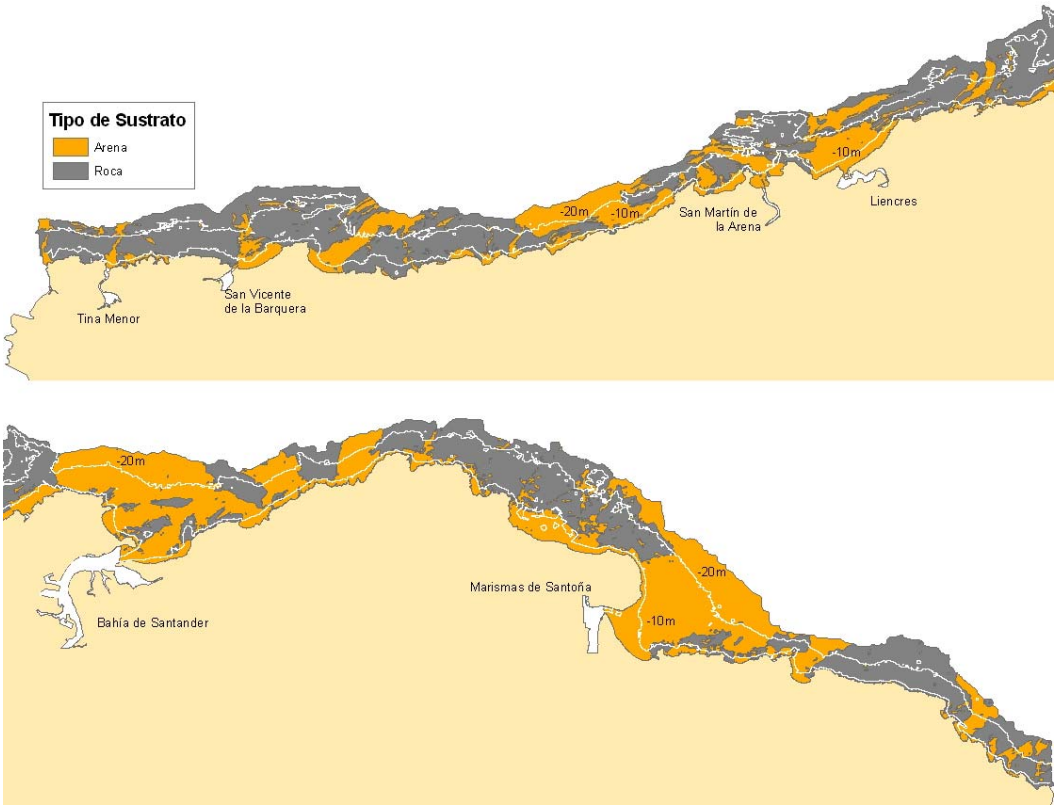


Figura IV.11. Sustrato de los fondos del litoral de Cantabria (Fuente: Geomytsa, 1992).

Topografía

La información relativa al grado de exposición de la costa frente al oleaje (Figura IV.12) y a su pendiente media (Figura IV.13) se ha extraído del sistema de evaluación de vulnerabilidad del litoral frente al fuel(GIOC, 2006).

En la franja litoral son predominantes los tramos con una alta exposición al oleaje del NW, el de mayor incidencia en el Cantábrico (Puertos del estado, 2003). Los tramos de baja exposición, o tramos protegidos, representan menos del 14% de la longitud total de la costa (Figura IV.12).

El 63% de la franja litoral presenta una inclinación media superior a 1:2 (pendiente alta) y las zonas de pendiente inferior a 1:10 (pendiente baja) se corresponden con los grandes arenales de la región (p.e. las playas de Merón, Liencres, Somo-Puntal y Laredo) (Figura IV.13).

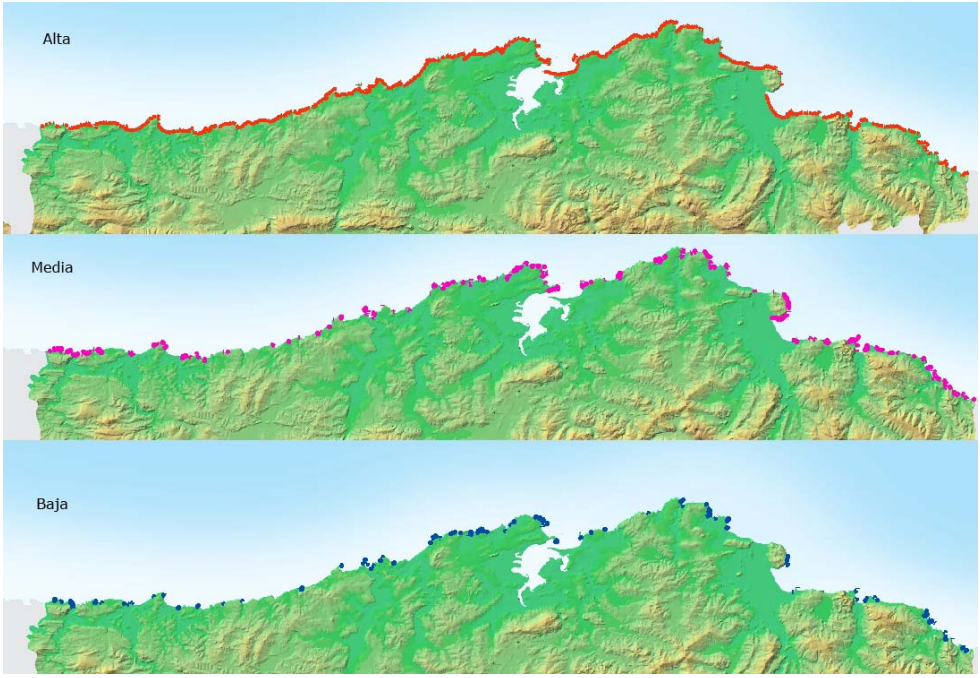


Figura IV.12. Exposición de la costa de Cantabria para tramos de costa de 200 metros de longitud (Fuente: GIOC, 2006).

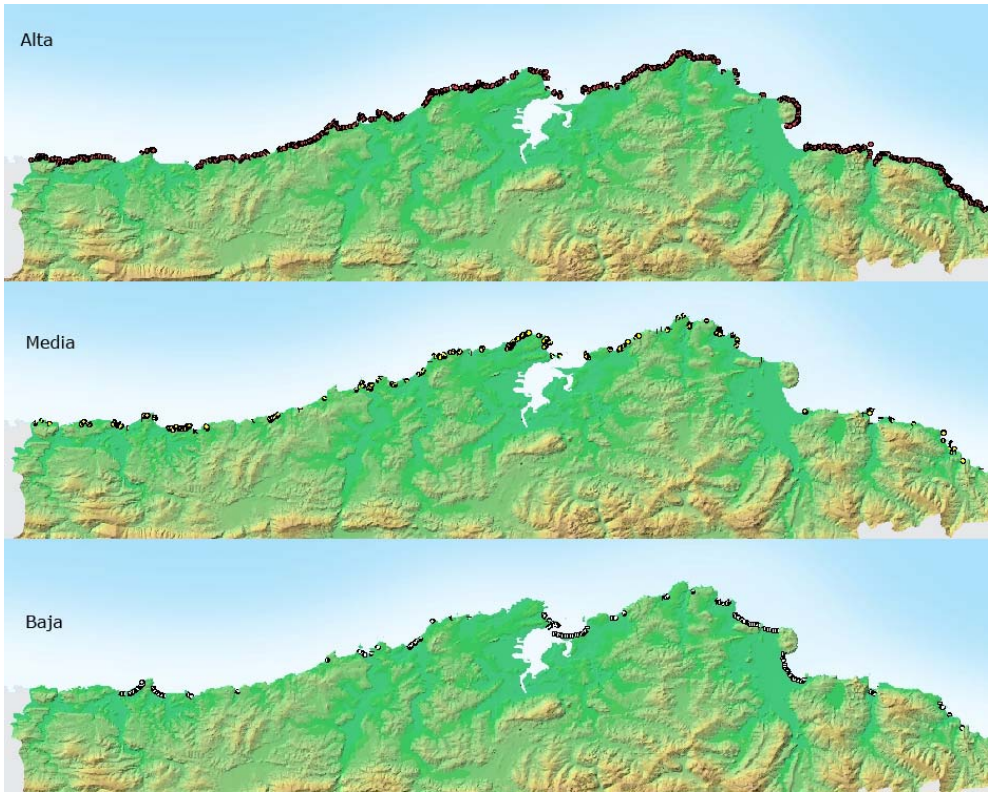


Figura IV.13. Pendiente de la costa de Cantabria para tramos de costa de 200 metros de longitud (Fuente: GIOC, 2006).

La orografía del litoral se caracteriza por la existencia de sierras prelitorales y elevaciones del terreno muy cercanas a la línea de costa, tales como la sierra de Breñas y la sierra de Arnero, el Monte Buciero (360m) y la Peña Cabarga (422m). Esta disposición favorece la aparición de hábitats y especies propias de los pisos colino y montano en el entorno de los LICs litorales de Cantabria (Figura IV.14).

Figura IV.14. Orografía de la costa de Cantabria (Fuente: Gobierno de Cantabria, 2001).

Batimetría costera

En la Figura IV.15 se muestra la batimetría de las masas de agua costeras de Cantabria, cuyo límite exterior se sitúa a 1 milla náutica, a partir de la línea de bases rectas. Las aguas costeras de Cantabria se catalogan como aguas someras e intermedias, con una profundidad media de 37.1m, y máxima de 93.3 m en el extremo occidental de la región (GESHA, 2005).

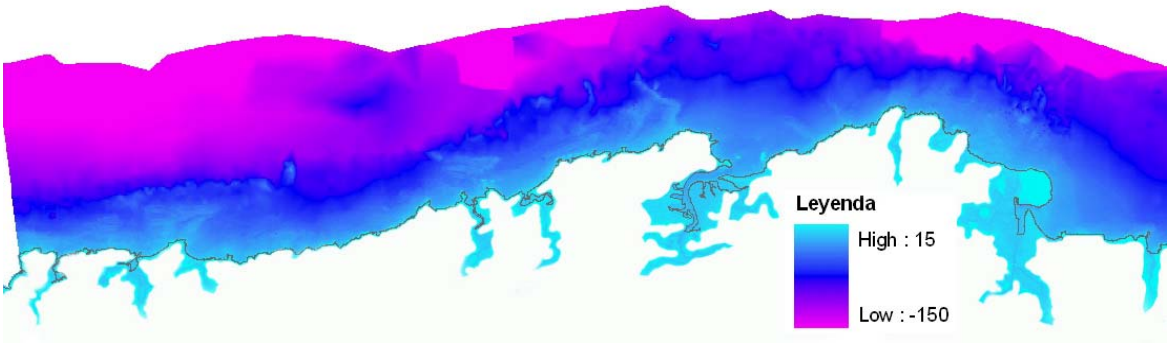


Figura IV.15. Representación de la batimetría de los fondos del litoral de Cantabria (Fuente: IGN).

1.4 Características físico-químicas

La información utilizada para describir las características físico-químicas de las masas de agua costeras y estuarinas procede de la vigilancia de las aguas litorales de Cantabria en el período 2007-2008 (CIMA, 2009; GESHA, 2009).

Características del Agua

Medio estuarino

Los estuarios son zonas de interfase y confluencia entre el medio marino y el medio acuático fluvial, aspecto que les confiere unas características únicas e intermedias entre ambos medios. El efecto de este patrón en las características físico-químicas del agua son los amplios rangos de variación espacial y temporal que caracterizan los estuarios cantábricos.

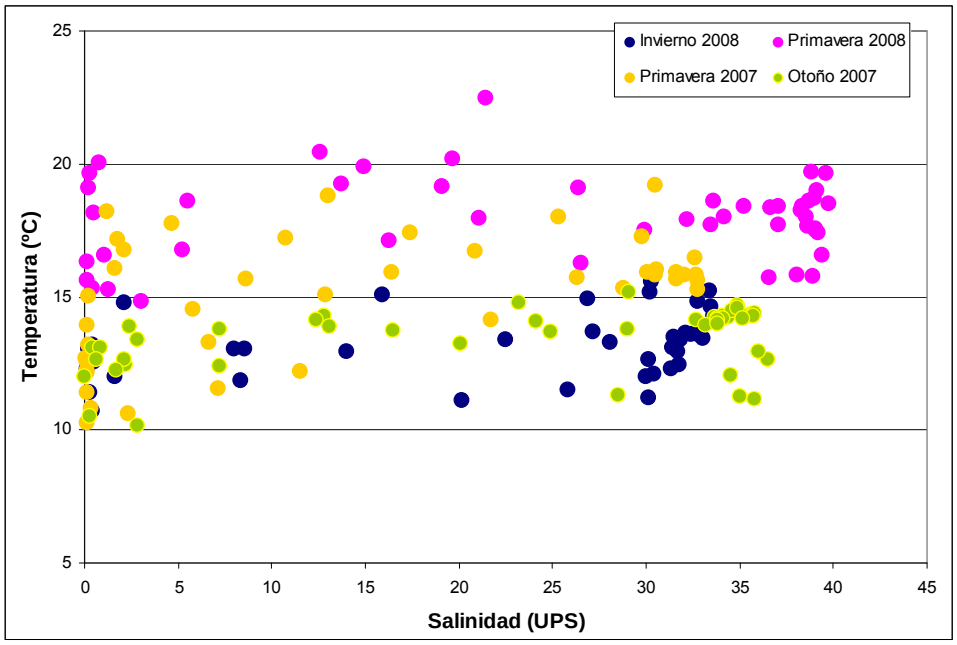
En función de la época del año y de la magnitud del aporte fluvial al estuario, la salinidad media oscila entre 0 y 40 UPS, y la temperatura media entre 10 ºC y 22 ºC (Figura IV.16a).

Los valores de oxígeno se encuentran dentro de los rangos normales de variación, encontrándose la mayor parte de los estuarios por encima de la saturación (100%; situación de equilibrio) (Figura IV.16b).

Las concentraciones medias de clorofila *a* en los estuarios se encuentran dentro de los rangos normales para estuarios templados, registrándose mayores concentraciones, como cabe esperar, durante los meses de primavera. La marisma de Victoria registra concentraciones medias superiores al resto de estuarios (14 μg/l) debido a su condición de laguna costera, que favorece la acumulación de nutrientes y el consecuente desarrollo de poblaciones fitoplanctónicas de elevada biomasa (Figura IV.17a).

El único estuario incluido en la red Natura 2000 con valores elevados de nitratos son Ajo y las marismas de Victoria, si bien en este último dichos valores se atribuyen a su nivel de eutrofización (Figura IV.17b).

a)



b)

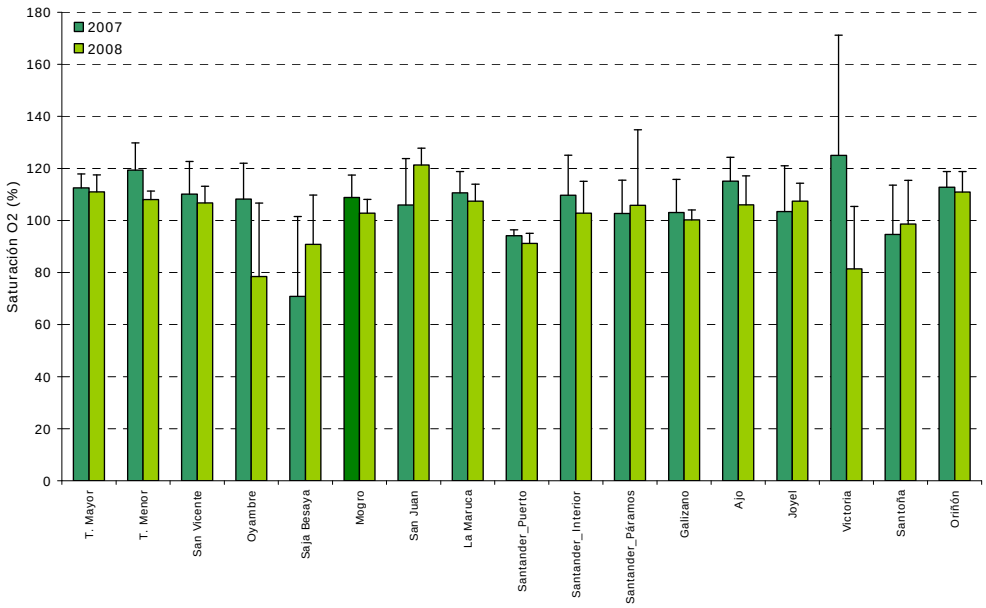


Figura IV.16. Diagrama de Temperatura-Salinidad de los estuarios de la región (a); valores medios y desviación estándar de saturación de oxígeno (b).

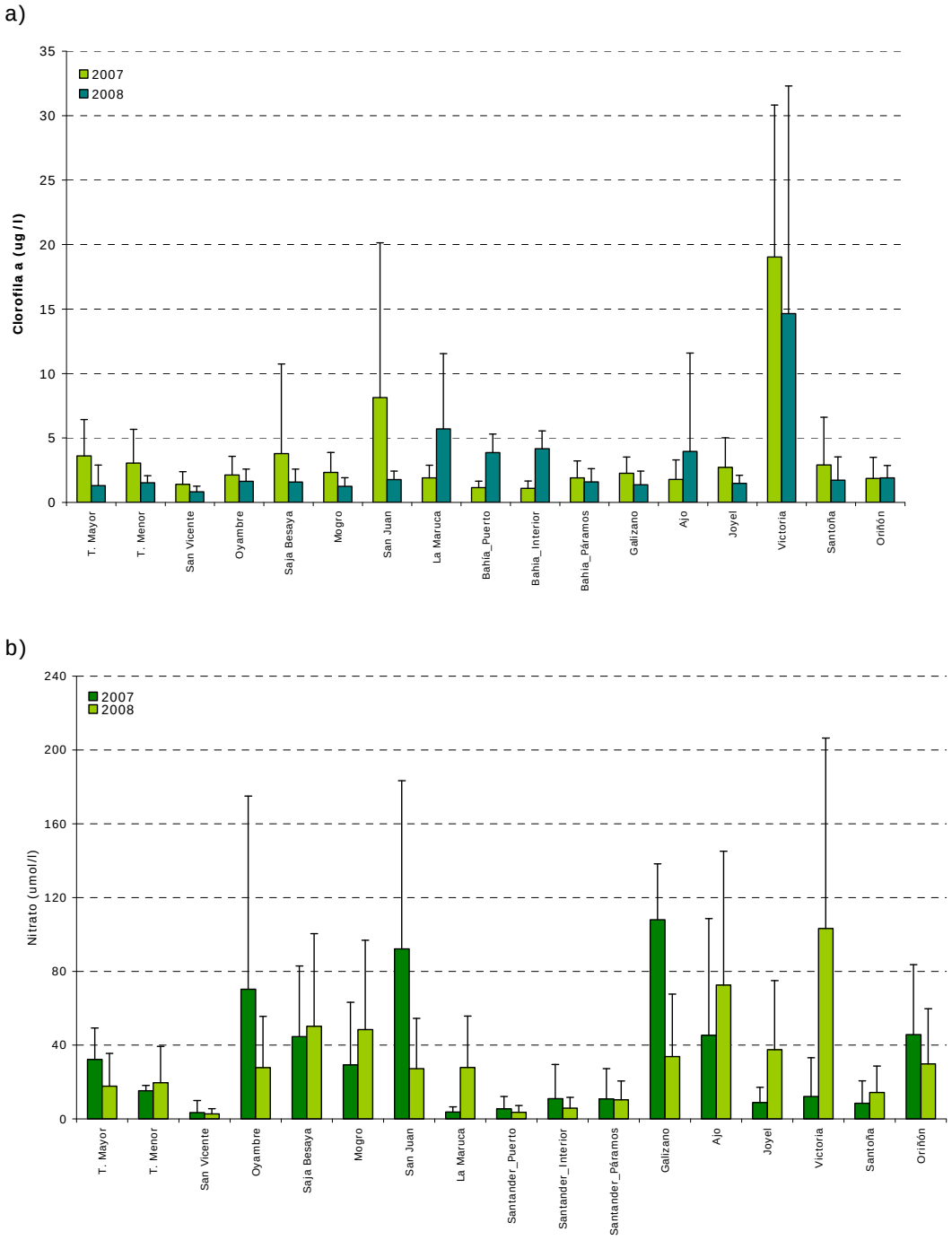


Figura IV.17. Valores medios y desviación estándar de clorofila a (a) y nitratos (b) en los estuarios de la región.

Medio costero

En la Figura IV.18 se localizan las 21 estaciones de muestreo utilizadas para hacer el seguimiento del estado de las aguas litorales en las campañas del 2007 y 2008 (CIMA, 2009).

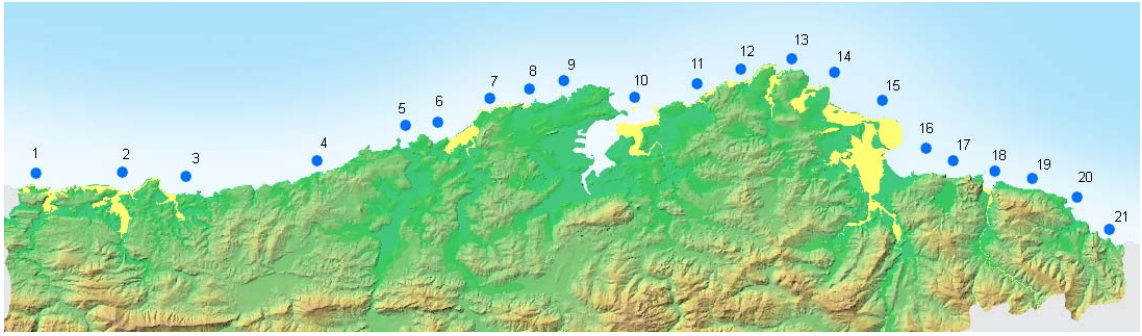


Figura IV.18. Localización de las 21 estaciones de muestreo de las características físico-químicas del agua en el litoral de Cantabria.

Las características físico-químicas de la costa de Cantabria presentan un comportamiento estacional.

Los valores de la temperatura del agua oscilan entre 12 y 21ºC, registrándose las mayores variaciones en los meses de verano. Los valores de salinidad son más estables y varían entre 33,5 y 36 PSU (Figura IV.19). Las mayores diferencias se observan en invierno y primavera, reflejando el incremento de los aportes de agua dulce a la zona costera en esos períodos.

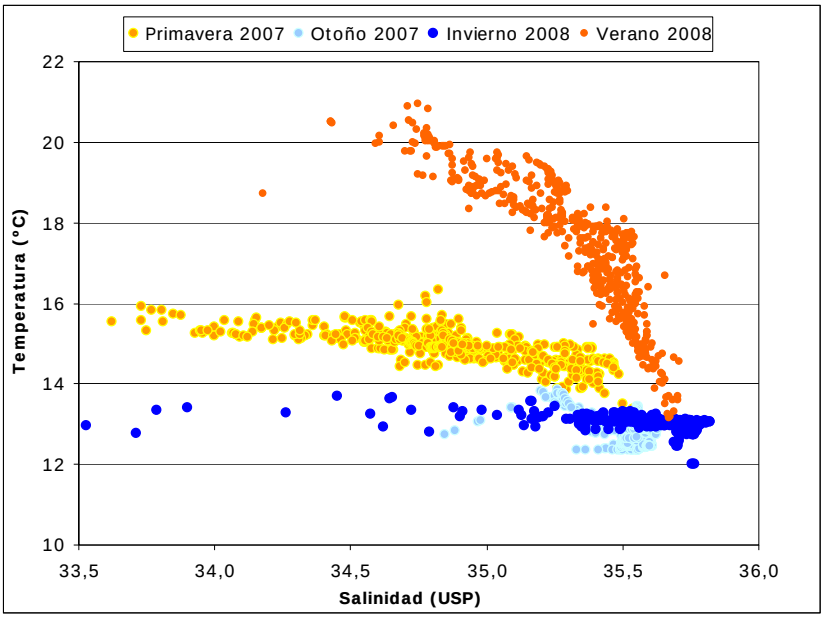


Figura IV.19. Diagrama T-S para el período 2007-2008.

El patrón estacional resulta especialmente evidente en variables como la temperatura de la columna de agua, el oxígeno y la clorofila, con fenómenos de estratificación vertical en los meses estivales, y de mezcla de la columna de agua en los meses de invierno (Figura IV.20-IV.22).

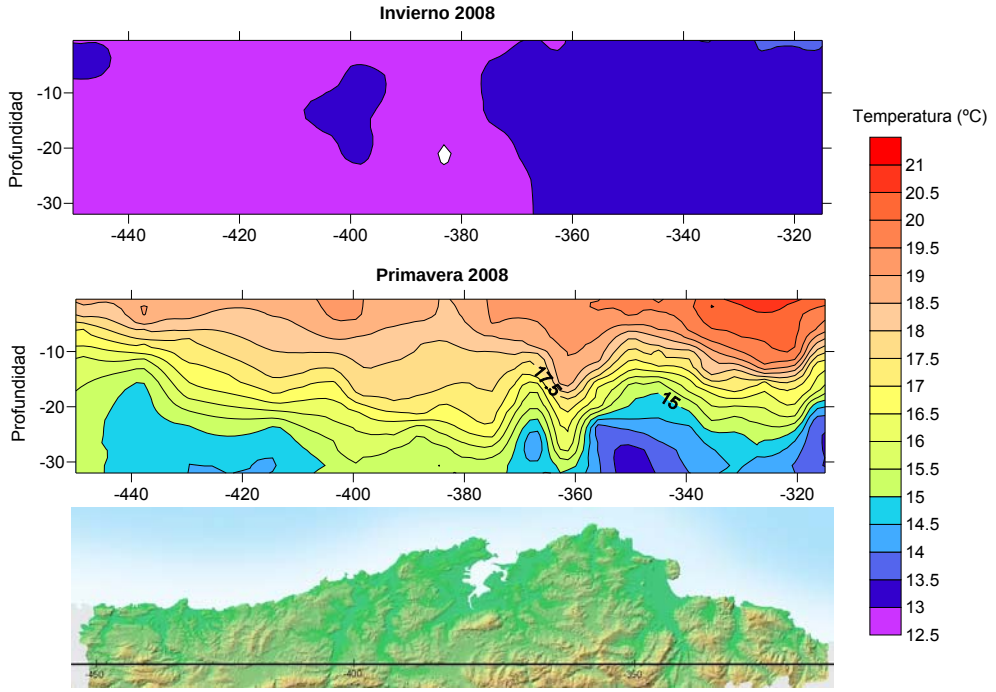


Figura IV.20. Perfiles verticales de Temperatura (ºC) en las 21 estaciones de muestreo litorales.

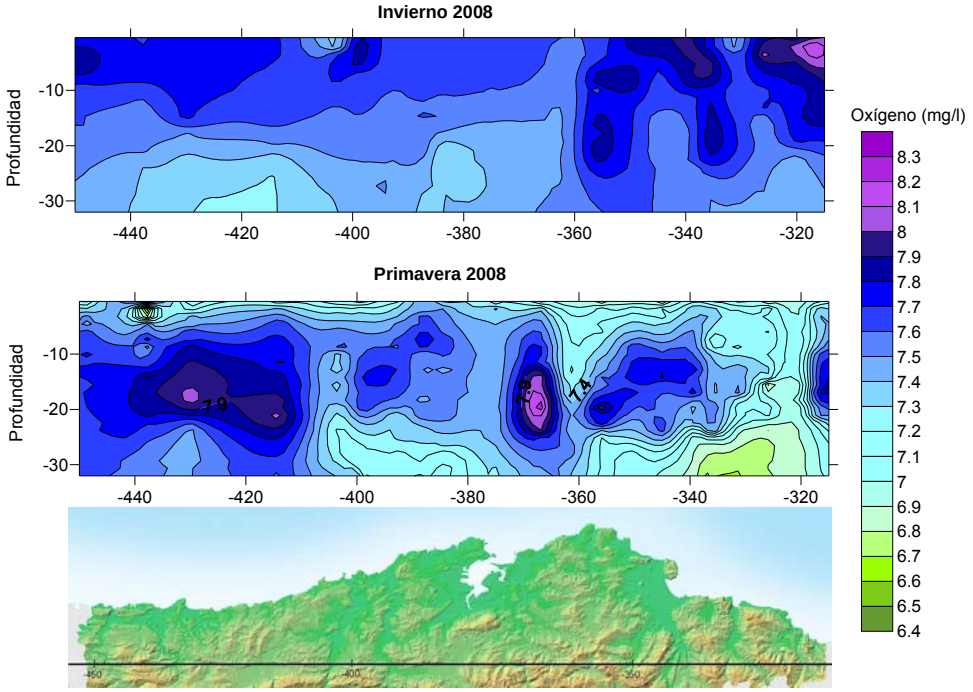


Figura IV.21. Perfiles verticales de Oxígeno (mg/l) en las 21 estaciones de muestreo litorales.

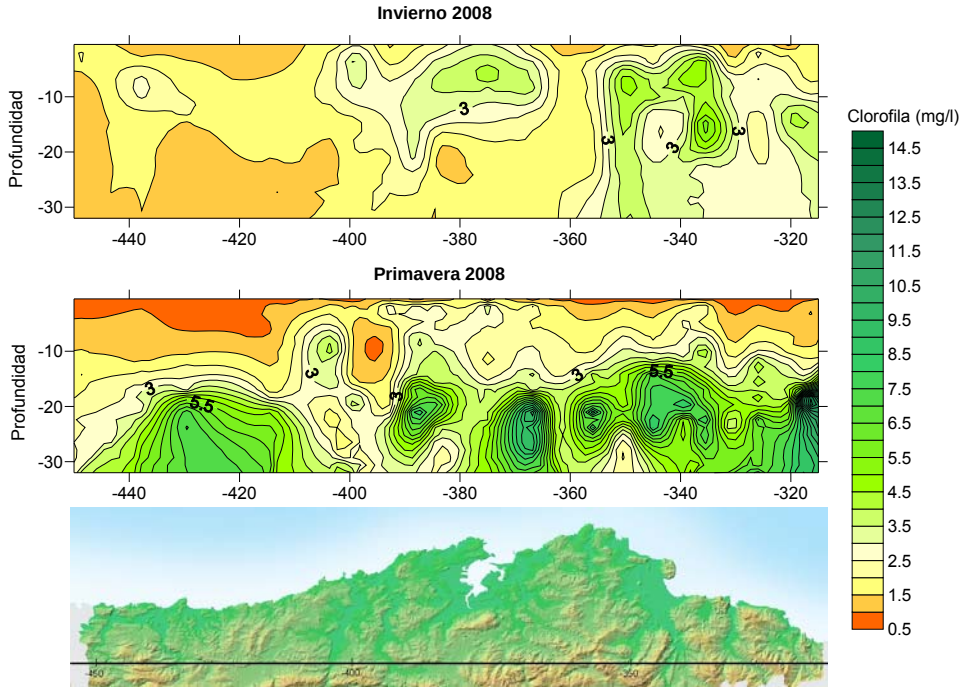


Figura IV.22. Perfiles verticales de Clorofila (μg/l) en las 21 estaciones de muestreo litorales.

La concentración de nitratos en las agua litorales se corresponde con lo característico en el cantábrico: valores bajos a pesar de las diferencias espaciales y temporales, y riesgo casi inexistente de sufrir procesos de eutrofización (Figura IV.23).

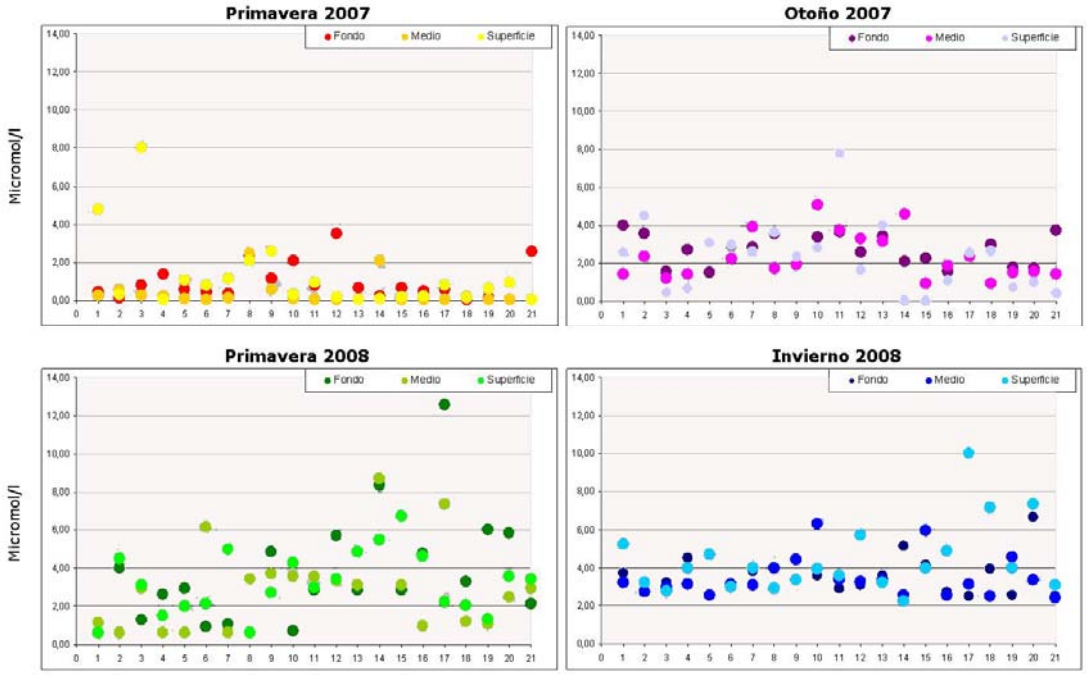


Figura IV.23. Valores de nitratos, a tres profundidades, en el conjunto de estaciones de muestreo de las masas de agua costeras de Cantabria.

Características de los Sedimentos

Medio estuarino

Los estuarios de la región presentan composiciones granulométricas muy variadas. De forma general, las zonas más interiores, y menos hidrodinámicas, se caracterizan por sedimentos mayoritariamente arcillosos (<63 μm) y las más próximas a la bocana, y por consiguiente, más hidrodinámicas, por arenas de diferente tamaño de grano (63μm - 2mm).

En la Figura IV.24 se muestra la composición granulométrica media de los estuarios. Entre éstos, es posible distinguir estuarios con una mayor proporción de arcillas (Marismas de Santoña, Saja-Besaya, San Vicente), y estuarios donde predominan las arenas medias y finas (Oyambre, Oriñón, y Joyel).

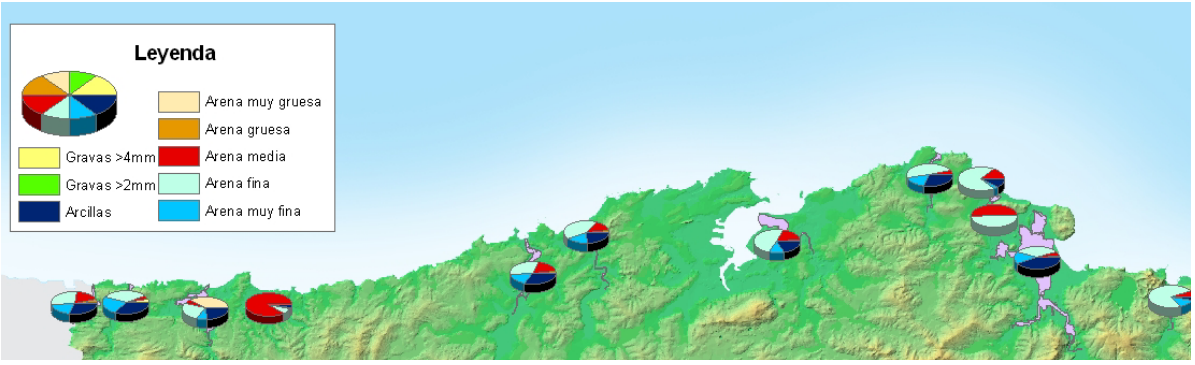


Figura IV.24. Composición granulométrica de los sedimentos estuarinos (%).

Los valores medios de materia orgánica en el sedimento oscilan entre 1.4 y 8.7% (Figura IV.25). Los mayores porcentajes se corresponden con los estuarios en los que dominan los sedimentos de grano fino (arcillas y arenas muy finas), como son Santoña, Saja-Besaya y Tina Mayor.

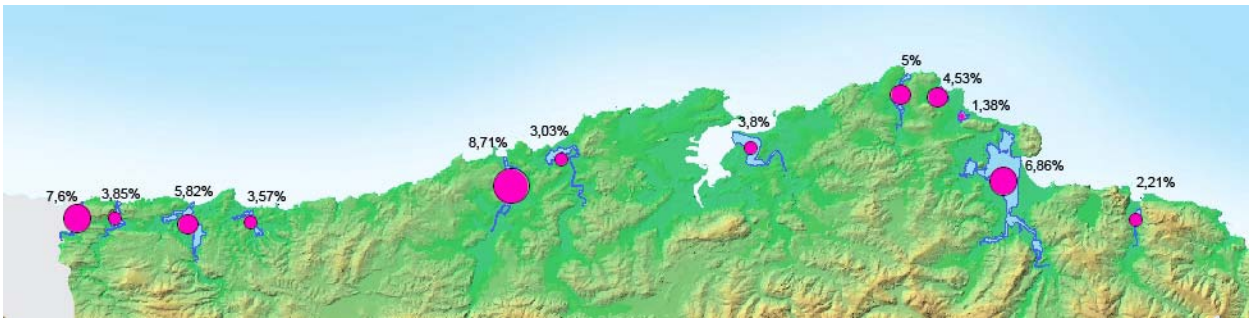


Figura IV.25. Porcentaje de materia orgánica en los sedimentos de los estuarios de Cantabria en el año 2007.

Con excepción de la Ría de San Martín (desembocadura del Saja-Besaya), la concentración de metales pesados en los principales estuarios de Cantabria se encuentra dentro de los rangos normales de variación (Figura IV.26).

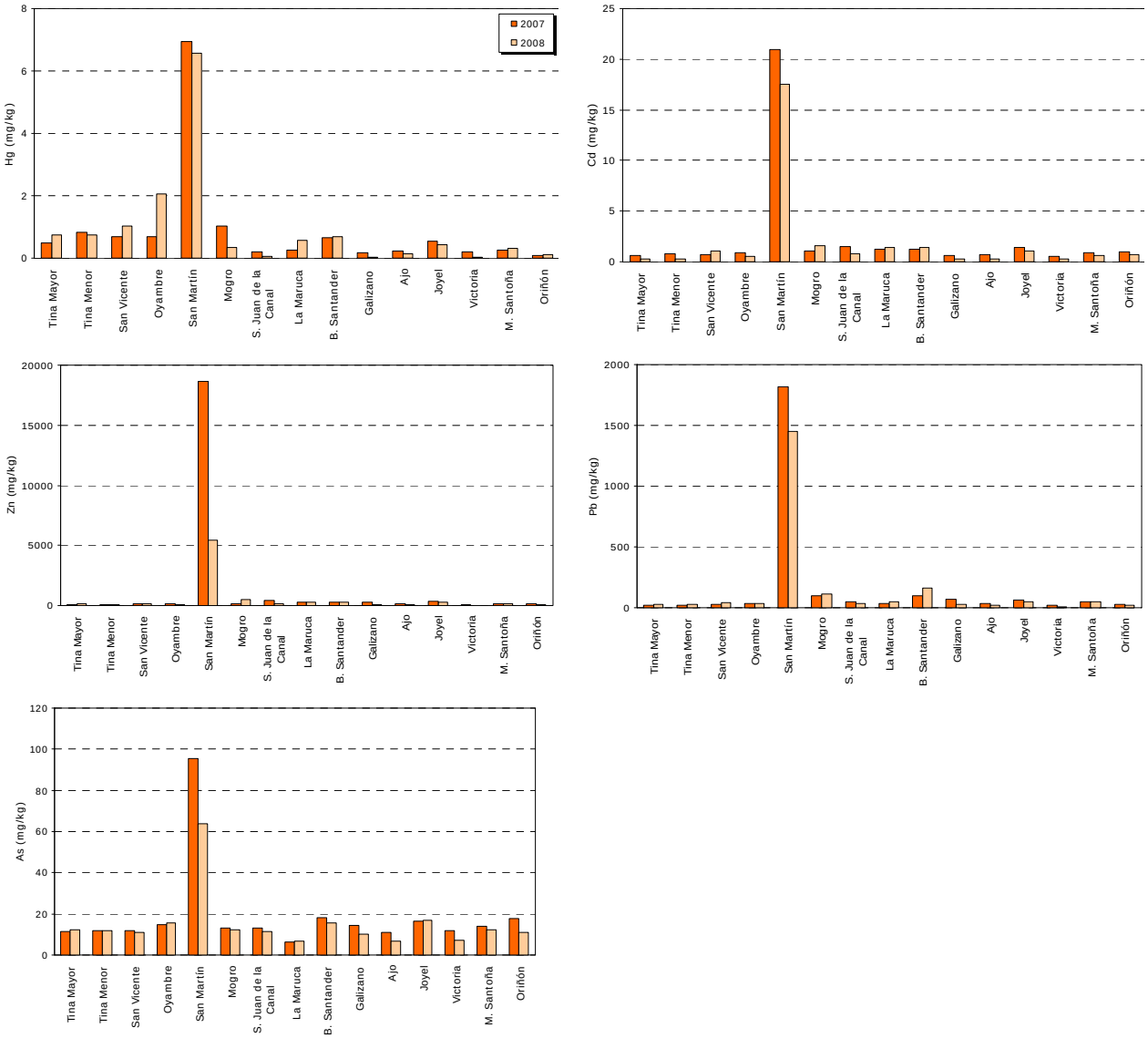


Figura IV.26. Concentración de metales pesados (mg/kg) en los sedimentos de los principales estuarios de Cantabria en el año 2007, y límite de los niveles de acción 1 (amarillo) y 2 propuestos por el CEDEX (CEDEX, 1994).

Medio costero

Los sedimentos de la costa de Cantabria (Figura IV.26) se encuentran dominados por arenas finas y muy finas (<0.25 µm), con la excepción del entorno costero de Castro Urdiales, donde el sedimento presenta una granulometría dominada por arenas medias y gruesas (>0.25 µm).

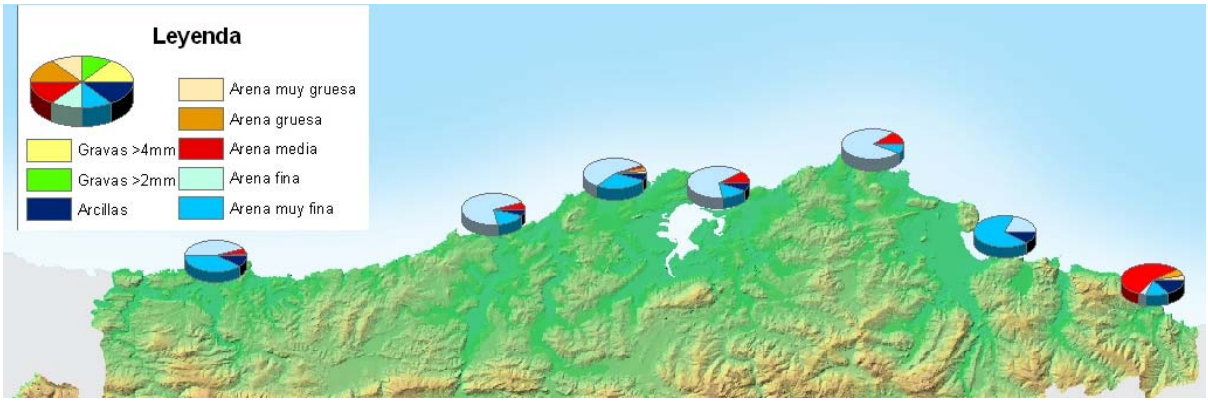


Figura IV.27. Composición granulométrica de los sedimentos costeros (Fuente: GESHA, 2009).

Como es propio de costas con fondos mayoritariamente arenosos y altamente hidrodinámicas, la concentración de materia orgánica es baja, con valores inferiores al 3% en la mayor parte de las localizaciones (Figura IV.28).

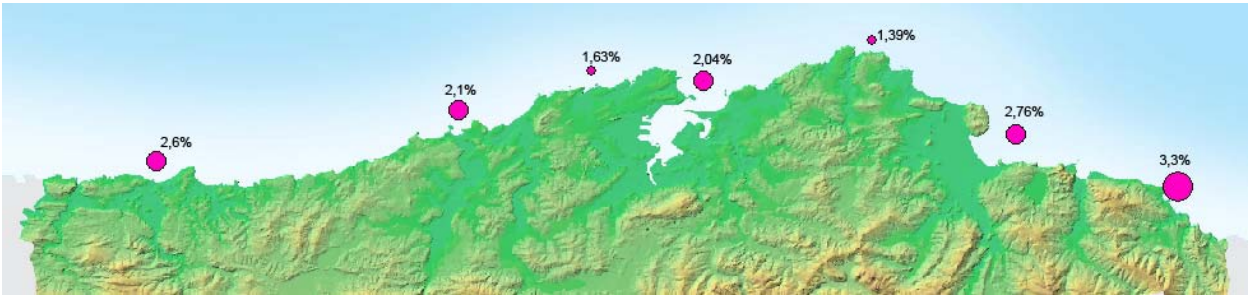


Figura IV.28. Porcentaje de materia orgánica en los sedimentos costeros de Cantabria en el año 2007 (Fuente: GESHA, 2009).

Los valores de metales pesados en los sedimentos costeros están dentro de los rangos normales de variación (Figura IV.29). No obstante, los sedimentos de las estaciones más próximas a la ría de San Martín y a la Virgen del mar (estaciones 5 y 8, respectivamente) presentan concentraciones de algunos metales algo más elevadas que las registradas en el resto de la costa.

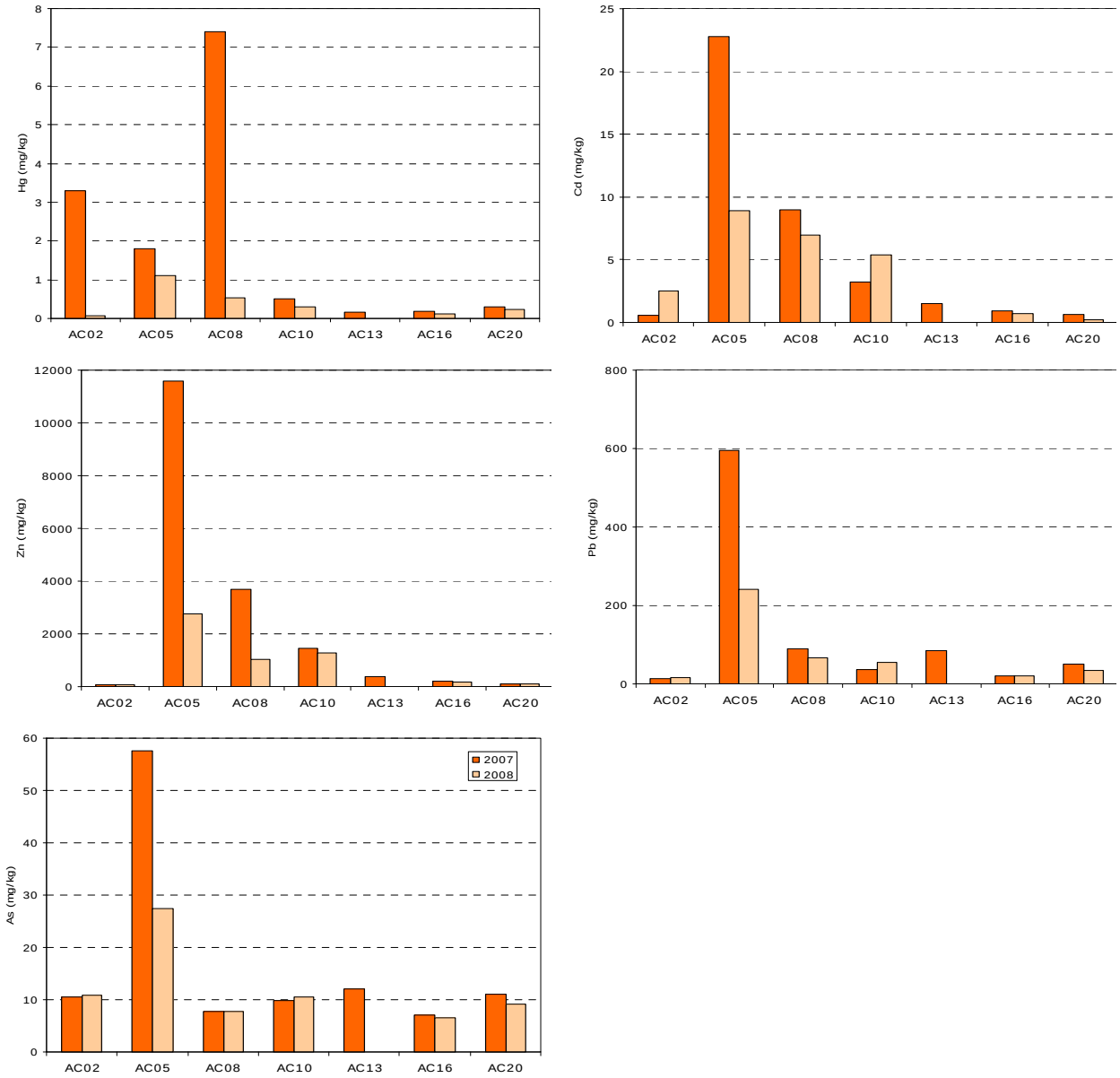


Figura IV.29. Concentración de metales pesados (mg/kg) en los sedimentos de la costa de Cantabria en el año 2007 (Fuente: GESHA, 2009), y límite de los niveles de acción 1 (amarillo) y 2 propuestos por el CEDEX (CEDEX, 1994).

2 Características biológicas

En el marco de este apartado se recogen los aspectos relativos a la vegetación y a las comunidades biológicas presentes en el entorno de los espacios litorales de la red Natura 2000 en Cantabria.

2.1 Flora

Bosque litoral

Las formaciones vegetales presentan una distribución dispuesta en pisos bioclimáticos. La altitud genera una sucesión vegetal dependiente de las características climáticas, de la orientación de las laderas, y de la composición y estructura edáfica.

En la franja litoral, o piso colino (hasta los 700 metros de altitud), la presencia del encinar cantábrico (formación perennifolia característica de la región mediterránea, que se desarrolla en la zona atlántica gracias a la alta permeabilidad de los roquedos calcáreos) se ha reducido a enclaves abruptos, o con una escasa presencia humana (Figura IV.30). Las principales formaciones forestales existentes son explotaciones forestales de eucalipto (*Eucaliptus globulus*). Por el contrario, es posible encontrar numerosos terrenos destinados a praderas y cultivos (IGN), que ejercen de conexión con el sistema del acantilado.

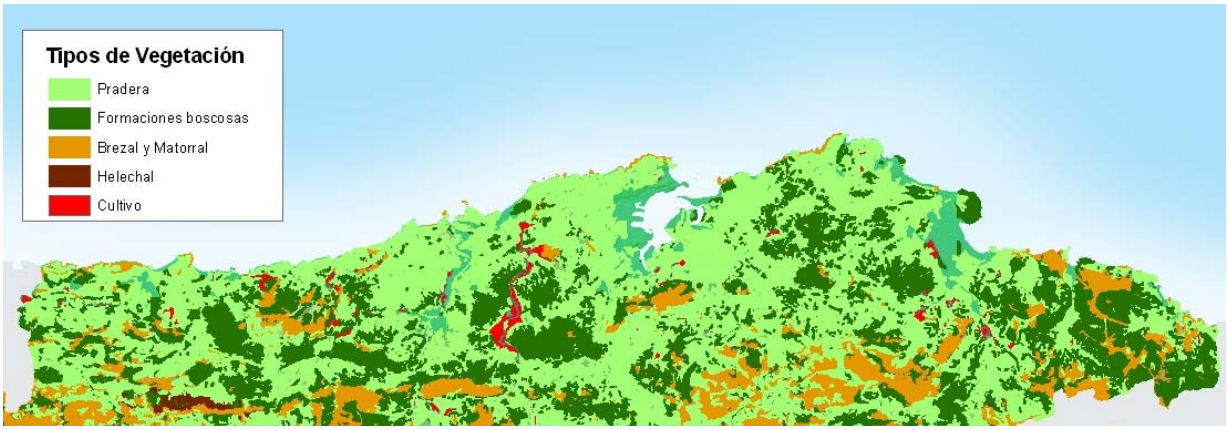


Figura IV.30. Distribución espacial de los principales tipos de vegetación de la Comunidad Autónoma de Cantabria (datos originales a escala 1: 50000. Fuente: IGN).

Sistema estuarino

Desde un punto de vista geomorfológico, las marismas estuarinas son llanuras mareales que constituyen las zonas más bajas del relieve costero, con suelos fangosos inundados diariamente por aguas salobres. La concurrencia de estos factores permite identificar

bandas de vegetación de especies cosmopolitas dispuestas con base en su carácter halófilo, o subhalófilo, y en la frecuencia e intensidad de la inundación mareal (marisma baja, media y alta) (Figura IV.31):

- *Marisma baja*: En el intermareal bajo se desarrolla la vegetación más halófila del estuario, en el que son especialmente abundantes las especies *Zostera marina,* en las áreas permanentemente cubiertas de agua, y *Zostera nolti* en aquellas áreas que son descubiertas durante la marea baja.
- *marisma media*: En el intermareal medio se reconocen varias bandas de vegetación. En los suelos fangosos inundados diariamente por la marea aparece el espartinal marítimo (*Spartina marítima*), mientras que en suelos algo más elevados y secos en superficie, pero húmedos en profundidad, se asientan especies como *Arthrocnemum perenne, Halimione portulacoides y Puccinellia maritima*.

La siguiente banda de vegetación se desarrolla sobre suelos sólo inundados intermitentemente por la marea. Esta comunidad se caracteriza por la existencia de praderas halófilas graminiformes, donde domina la especie *Aster tripolium* junto con *Limonium humile y Triglochium maritimum*.

- *Marisma alta*: el nivel supralitoral es la zona menos inundable del estuario y, como tal, está notablemente influida por los aportes de agua dulce. En este nivel es habitual la presencia de densas formaciones de junco marino (*Juncus maritimus*), o de *Carex extensa*. En niveles algo superiores se desarrollan praderas de gramíneas dominada por *Agrostis stolonifera* y la hierba de la golondrina (*Spergularia media*), mezcladas con *Carex divisa, Carex nemorosa, Samolus valerandi, Juncus buffonius y Plantago major.*

En este nivel destaca la presencia de la especie invasora *Baccharis halimifolia*, cuya capacidad de expansión está desplazando, en ciertas localizaciones, las especies endémicas.

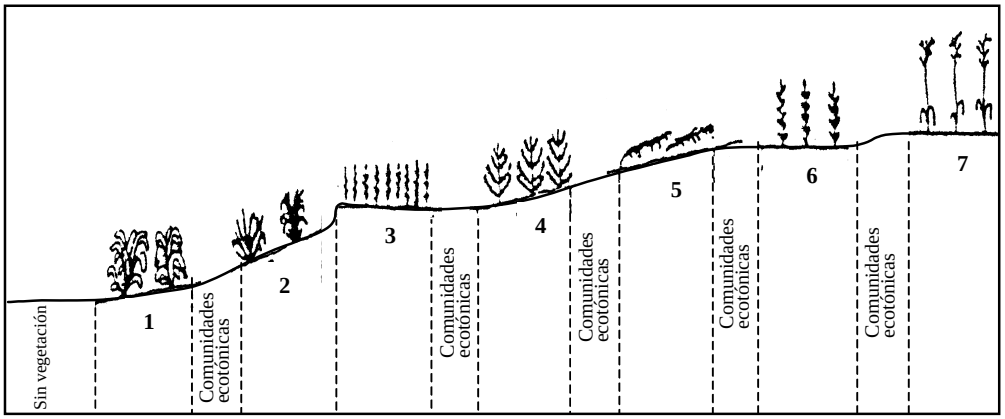


Figura IV.31. Disposición catenal de la vegetación marismeña de Cantabria (Loriente, 1978) (1 = Zosteretum marinae, 2 = Zosteretum noltii, 3 = Spartinetum maritimae y Spartinetum alterniflorae, 4 = Salicornia ramosissima – Suaeda maritima, 5 = Puccinellio maritimae – Arthrocnemetum perennis, 6 = Puccinellio maritimae – Arthrocnemetum fruticosi, 7 = Junco maritimi- Caricetum extensae.

De acuerdo con la información existente en la caracterización de las masas de agua de transición de Cantabria, en el marco de los trabajos de implementación de la Directiva

Marco del Agua en la región (GESHA, 2005), las formaciones vegetales correspondientes a la marisma baja del estuario se encuentran ampliamente desarrolladas en los estuarios de San Vicente, Bahía de Santander y Marismas de Santoña (Figura IV.32), mientras que el nivel superior de vegetación (marisma alta) se distribuye, de acuerdo con sus características ecológicas, en las colas de los estuarios y en las superficies estuarinas en las que existen limitaciones al flujo mareal (p.e. el cerrado de El Dueso en Santoña).

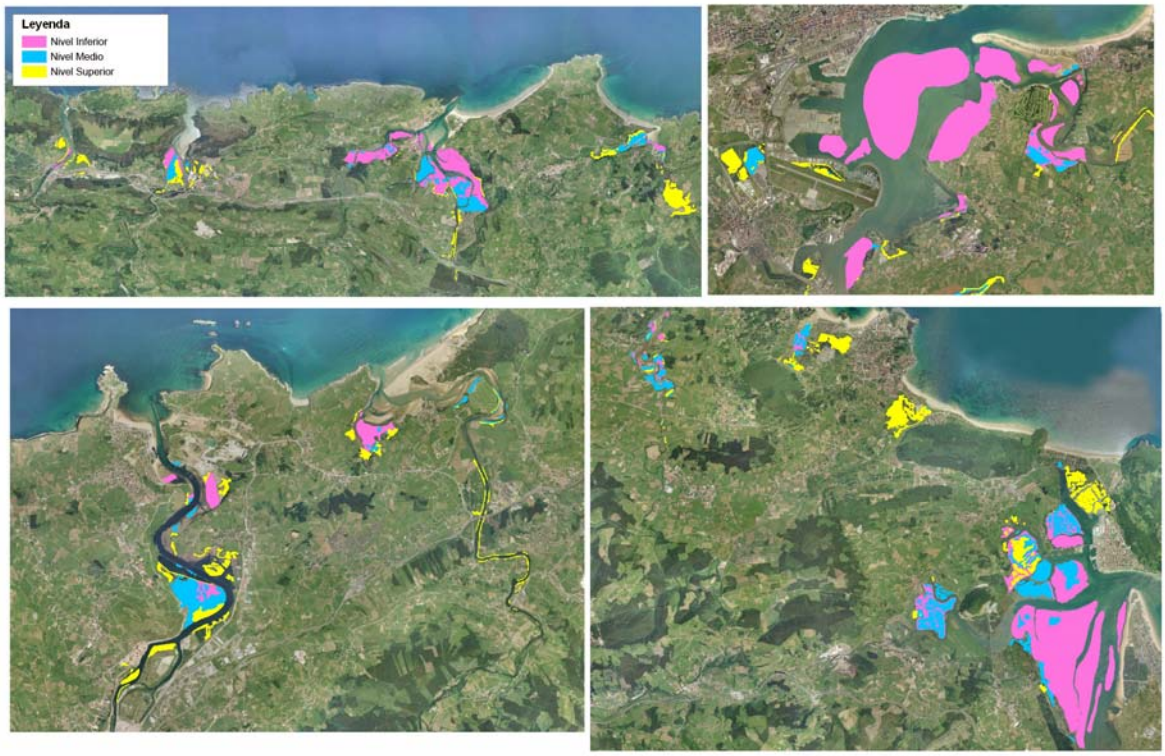


Figura IV. 32. Distribución de los niveles de vegetación estuarina en los principales estuarios de Cantabria (Fuente: GESHA, 2005).

Sistema rocoso costero

Los patrones de zonación de las comunidades vegetales del intermareal rocoso costero responden a factores ambientales como el tipo de sustrato, la exposición al oleaje, la altura alcanzada por la salpicadura marina, etc. El resultado es un patrón estructurado en tres bandas de vegetación (Figura IV.33) (GESHA, 2005):

- *Supralitoral*, correspondiente al piso de balánidos, caracterizado por un escaso recubrimiento de organismos. En esta franja es posible distinguir dos niveles: horizonte de líquenes *Verrucaria maura* y *Lichina pygmaea* y horizonte de litorínidos, donde destacan las especies *Littorina saxatilis* y *Littorina neritoides*.

- *Intermareal Superior*, caracterizada nuevamente por su escaso recubrimiento biológico. Representado por balánidos del género *Chtamalus*, acompañados de *Balanus balanoides* en las zonas más batidas por la marea. En este horizonte es posible observar lapas y

otros gasterópodos como *Gibbula sp*., además de algas incrustantes como *Lythophyllum tortuosum*.

- *Intermareal Medio e Inferior*, caracterizada por la dominancia de algas rojas y pardas, con una riqueza biológica muy superior a los horizontes superiores. En las costas expuestas el nivel superior está representado por el alga roja *Corallina elongata* y el sustrato suele aparecer tapizado por algas calcáreas incrustantes como *Mesophyllum lichenoides* o *Lytophyllum incrustans*. Por el contrario, en las costas protegidas el nivel superior está representado por comunidades de algas pardas fucáceas. En ambos casos, el nivel inferior, y continuo al anterior, está formado por comunidades de algas pardas como *Halopteris spp*., *Bifurcaria bifurcata*, etc.

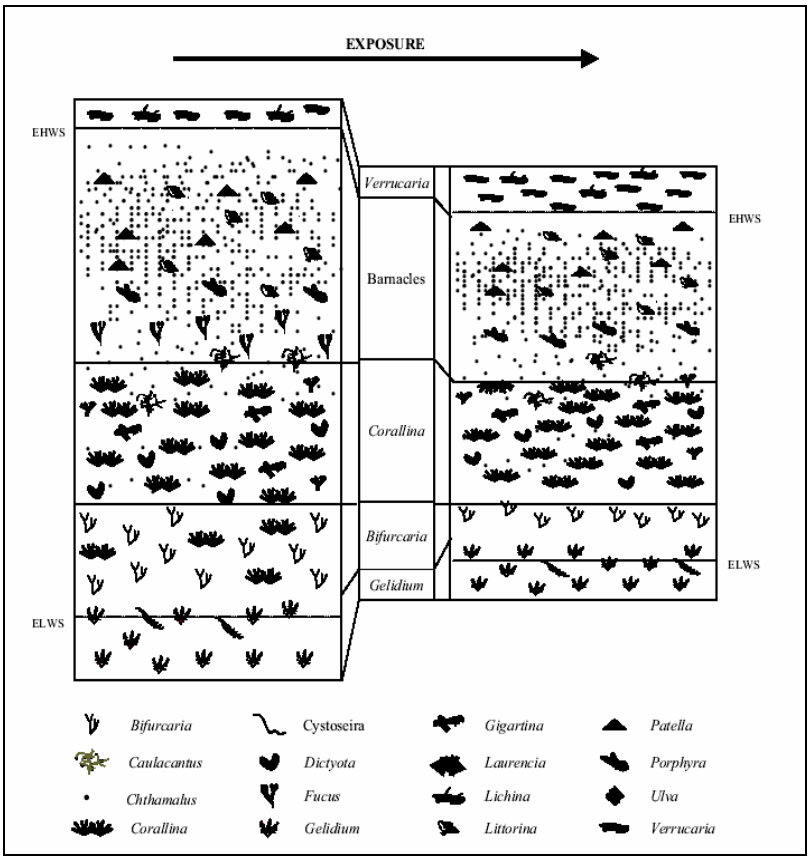


Figura IV.33. Perfil tipo de distribución de las principales comunidades de macroalgas del intermareal rocoso costero de acuerdo con el grado de exposición al oleaje.

Atendiendo a los resultados de la cartografía de las comunidades de macroalgas de Cantabria (Revilla, 2005), en el litoral de la región las comunidades de macroalgas del intermareal medio e inferior se encuentran bien representadas hasta los 25 m de profundidad, siendo dominantes las comunidades de *Gelidium* y *Cystoseira,* tanto en zonas profundas como someras. Las especies *Corallina sp* y *Codium sp* constituyen poblaciones de macroalgas características en las zonas más someras, mientras que

Calliblepharis representa una de las poblaciones de macroalgas características de las zonas más profundas (Figura IV.34).

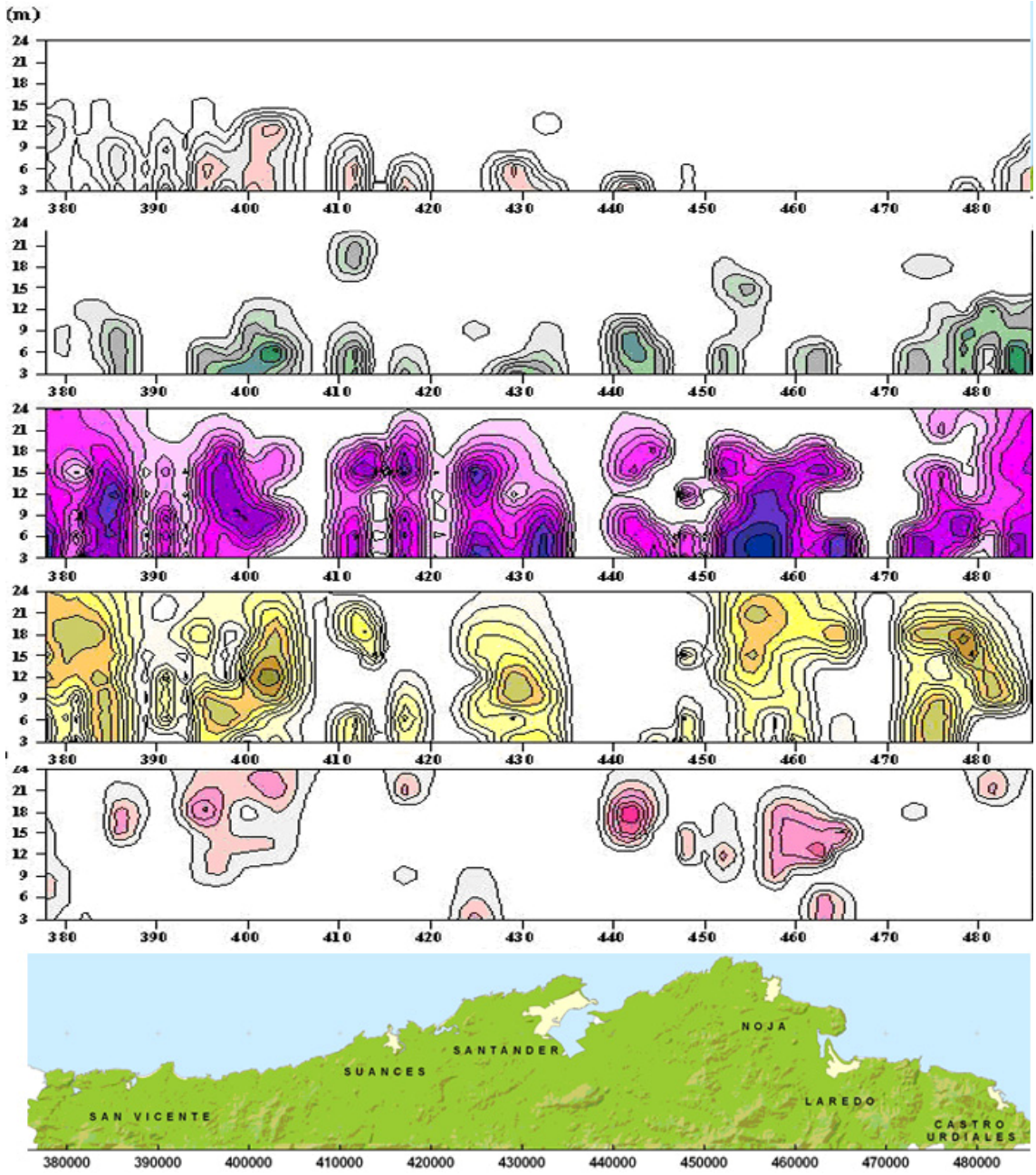


Figura IV.34. Representaciones cartográficas interpoladas de la distribución de *Corallina*, *Codium*, *Gelidium*, *Cystoseira* y *Calliblepharis* respectivamente. Las isolíneas representan incrementos de 0.5 según una escala semicuantitativa de abundancia relativa y los colores más oscuros corresponden a las mayores abundancias y mapa de la costa de Cantabria con las coordenadas UTM X en el eje de abscisas (Fuente: GESHA, 2005).

Sistema playa-duna

Las bandas de vegetación de los sistemas dunares se distribuyen en respuesta a factores ambientales como la acción de las mareas, el viento, la estabilidad del sustrato, etc (Loriente, 1996). En los sistemas dunares cantábricos es posible realizar una división general de la vegetación dunar en los siguientes niveles: anteduna o duna embrionaria, duna primaria, duna secundaria y duna terciaria (Figura IV.35).

- Las dunas embrionarias son pequeños montículos de arenas muy móviles, con una escasa cobertura vegetal. La acción del viento hace de éste un sistema altamente dinámico en el que la vegetación encuentra grandes dificultades para asentarse. La vegetación característica de este nivel está compuesta por la arenaria de mar (*Honkenya peploides*), la oruga de mar (*Cakile maritima*), etc.
- Las dunas primarias son sistemas más estables, aunque su proximidad al mar hace que resulten todavía muy móviles para la vegetación. Se trata, por tanto, de un sistema con una cobertura vegetal escasa y muy específica, dominada por comunidades de grama marina (*Elymus farctus*), acompañada por *Euphorbia spp* y *Calystegia soldanella*.
- Las dunas secundarias, también denominadas dunas semifijas, se caracterizan por presentar una menor exposición a la acción del viento y una mayor influencia del agua de lluvia. Estas comunidades se encuentran dominadas por la gramínea *Ammophila arenaria* y por especies ya presentes en la duna primaria, pero que aquí aparecen con una mayor frecuencia.
- La duna terciaria se caracteriza por la existencia de un sustrato con menor salinidad y una mayor estabilidad, permitiendo la aparición de humus en el suelo. La diversidad de la vegetación es elevada y se caracteriza por la presencia de especies como la clavelina (*Dianthus sp*), la linaria de mar (*Linaria maritima*), la manzanilla bastarda (*Helichrysum stoechas*), etc. Asimismo, en este estrato es posible encontrar especies arbustivas, como el madroño (*Arbustos unedo*), e incluso arbóreas, como la encina (*Quercus ilex*).

Con base en la información existente en el inventario de sistemas dunares de Cantabria (Dirección General de Costas, 2005) es posible concluir que, a pesar de ser sistemas históricamente degradados y sometidos a una elevada presión urbanística, los sistemas dunares de la región presentan, de forma general, una elevada riqueza florística, con importantes singularidades, como la asociación vegetal formada por la zarzaparrilla (*Smilax aspera*) y la rosa silvestre (*Rosa pimpinellifolia*), presente en la duna terciaria del sistema Laredo-Regatón, y única en Europa, o el importante desarrollo de *Ononis natrix* en las dunas terciarias localizadas entre los municipios de Castro y Noja (Dirección General de Costas, 2005).

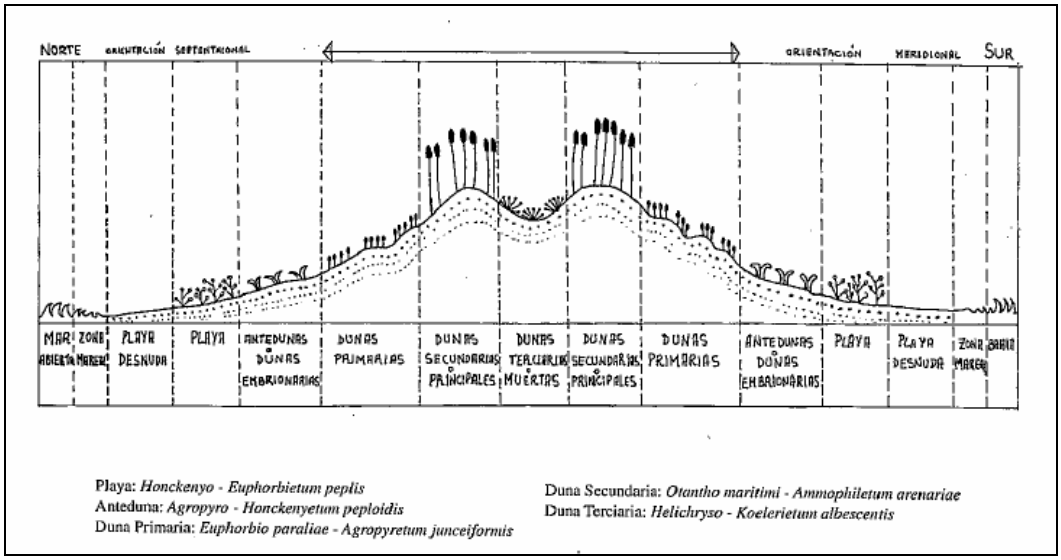


Figura IV.35. Ejemplo de distribución de la vegetación dunar en el arenal de Somo-Loredo (Fuente: Loriente, 1996).

Acantilado y rasa litoral

La vegetación de acantilado en el litoral cantábrico se distribuye de acuerdo a un modelo de zonación determinado por la mayor o menor influencia marina, y el grado de salinidad que soportan las comunidades vegetales (Fernández Prieto & Loidi, 1984). De acuerdo con ello, el patrón de zonación se caracteriza por la disposición de los siguientes cinturones vegetales (Figura IV.36):

- *Cinturón de vegetación halocasmofítica*. Es la banda de vegetación más influenciada por el efecto de la marea. Se sitúa en la parte más baja del acantilado y, como tal, soporta un elevado grado de salinidad. La vegetación presente en esta banda presenta adaptaciones xerohalofíticas que le permiten optimizar la captación de agua y reducir las pérdidas por transpiración. Se trata de comunidades vegetales de baja riqueza y densidad de especies. Las especies más comunes en estas comunidades son *Armeria pubigea ssp. depilatae,* Spergularia rupicola y Crithmum maritimum.
- Cinturón de praderas aerohalófilas. Este segundo cinturón se asienta sobre una zona en la que la influencia marina se presenta en forma de brisa (gotas en suspensión con una elevada concentración salina). En esta zona se desarrolla una capa más o menos continua de suelo, permitiendo la aparición de comunidades vegetales más ricas y densas. La especie dominante es *Festuca rubra*.
- *Cinturón de brezal-tojal aerohalófilo*. Es la tercera y última franja de vegetación. Aparece en la zona más alejada del borde marino, donde la influencia de la maresía se encuentra mucho más atenuada. La vegetación de esta banda está formada por matorrales de porte bajo y almohadillado, recortados por la acción del viento, entre los que dominan diferentes especies de tojo (*Ulex sp*.) y de brezo (*Erica sp*.)

Atendiendo a lo indicado por F. Prieto (1984), a lo largo del litoral de Cantabria se desarrollan, principalmente, tres tipos de formaciones vegetales de acantilado:

- *Crithmo-Limonietum binervosi*: comunidad muy extendida en todo el litoral cantábrico, salvo en la zona central de Cantabria, caracterizada por la presencia de *Limonium binervosum* y *Armeria pubigera*.
- *Armerio depilatae-Limoniertum ovalifolii*: formación de amplio desarrollo entre la ría de Suances y Castro Urdiales, en la que resultan abundantes las especies *Limonium ovalifolium*, *Armeria pubigera* y *Crithmun maritimum*, formando la primera banda de vegetación en el frente costero.
- Crithmo-Plantaginetum maritimae: asociación vegetal que se localiza en el oriente de la región, en aquellas zonas en las que la geomorfología del acantilado (composición litológica y exposición al oleaje) imposibilita el desarrollo de las anteriores asociaciones, permitiendo el desarrollo de especies de importante desarrollo radicular como *Plantago maritima* y *Crithmum maritimum*, especies que caracterizan a esta asociación.

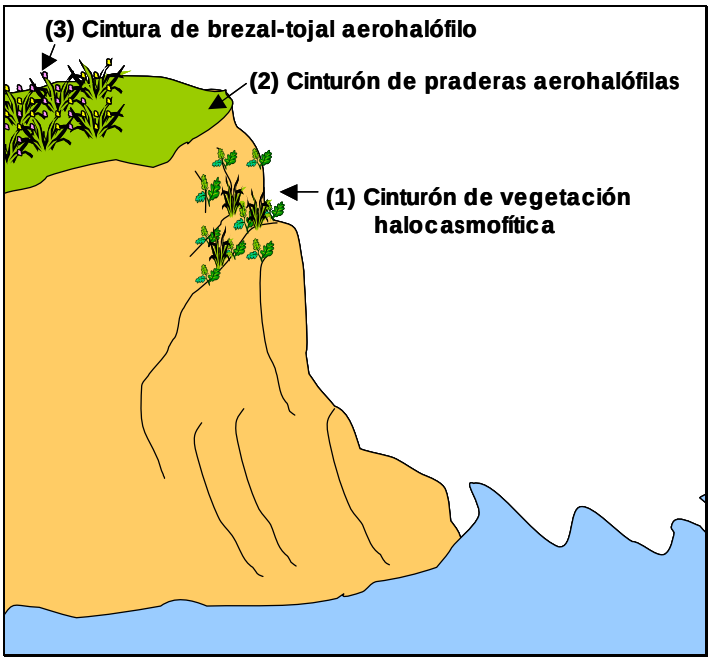


Figura IV.36. Disposición de la vegetación de acantilado del Cantábrico.

2.2 Fauna

Bosque litoral

El principal representante del bosque litoral natural es el encinar litoral (*Quercus ilex*). Este tipo de formación se caracteriza por presentar un estrato arbustivo denso, del que forman parte, entre otras, especies como el laurel (*Laurus nobilis*), el madroño (*Arbutus*

unedo), o el aligustre (*Ligustrum vulgare*), que actúa como refugio para la fauna que lo habita.

En este tipo de ambiente proliferan los mamíferos, reptiles y aves. La fauna asociada se encuentra adaptada a un sistema transformado por la actividad antrópica y, como tal, los encinares acogen especies poco exigentes.

Entre estas especies destacan los mamíferos de pequeño tamaño, principalmente omnívoros fácilmente adaptables a diferentes hábitats y tipos de alimentación, como son el zorro (*Vulpes vulpes*), el tejón (*Meles meles*) y la garduña (*Martes foina*). Si bien, junto con estas especies generalistas, también es posible observar especies termófilas, como la gineta (*Genetta genetta).*

Las especies de reptiles son, por lo general, muy similares a las presentes en zonas de campiña (Gonzalez, 2003), estando representadas por dos especies de lagartijas (*Podarcis hispánica* y *Podarcis muralis*).

Las aves están bien representadas con especies propias de matorral y pasto (escribano o colirrojo tizón), de encinar (zorzal común, paloma torcaz, milano negro, etc) y de campiña (jilguero, pinzón, avión, golondrina, etc) (Frochoso *et al.*, 2002). Entre éstas, la presencia de la curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) representa una singularidad de los encinares litorales, en tanto que se trata de una especie mediterránea, con muy pocas zonas de cría en la cornisa cantábrica.

Sistema estuarino

Dos de las comunidades de fauna más características de los sistemas estuarinos son las aves acuáticas y los invertebrados bentónicos.

Los estuarios cantábricos son áreas de paso de un elevado número de especies migratorias. Las marismas de Santoña albergan, en momentos concretos, hasta 20.000 individuos de más de 50 especies (Frochoso *et al.*, 2002). Patos, limícolas y aves marinas configuran el núcleo principal de aves invernantes, si bien entre las especies más singulares se encuentra la espátula común (*Platalea leucorodia*). Esta especie, característica de humedales, básicamente litorales, utiliza diferentes hábitats estuarinos como zona de alimentación y descanso. La mayoría de la población inverna en humedales subsaharianos (Mauritania y Senegal), aunque existe un cierto contingente de aves que se queda en los humedales españoles (GESHA, 2008).

Los estuarios albergan una rica comunidad de invertebrados bentónicos que dan sustento a las aves y generan una actividad económica que puede ser de gran importancia (p.ej. Santoña, la Bahía de Santander y San Vicente). Esta comunidad es responsable, en gran parte, de la riqueza biológica de los estuarios y desempeña un papel fundamental en el funcionamiento global del ecosistema La composición y abundancia de las distintas especies de invertebrados está determinada por los gradientes ambientales marcados por el nivel de marea (intermareal, submareal), el tamaño de grano del sustrato (fondos

arenosos, fangosos) y la influencia mareal y fluvial que actúa modificando las condiciones de salinidad, temperatura y nutrientes, entre otras variables (Puente *et al.*, 2004). De acuerdo con estos gradientes, en los estuarios de Cantabria se reconocen tres comunidades de invertebrados bentónicos:

Comunidad de Scrobicularia plana – Cerastoderma edule: característica de las zonas internas y medias de los estuarios, normalmente en fondos de fango-arena y agua bien oxigenada. Es propia de ambientes oligomesohalinos (salinidad baja y media). Dentro de este grupo las especies más características son *Scrobicularia plana* (almeja de perro), *Nereis diversicolor (gusana), Cyathura carinata e Hydrobia ulvae*, junto a otras especies como *Carcinus maenas* (Cangrejo).

Comunidad de Abra alba: propia de ambientes submareales o que pasan mucho tiempo sumergidos, característica de zonas euhalinas (salinidad más semejante a la del agua de mar). En esta comunidad las especies más características son *A. alba y Melinna palmata*. Normalmente, es la comunidad propia de las canales de navegación y las zonas más profundas de nuestros estuarios.

Comunidad de transición entre la de Srobicularia y Abra: es una comunidad en la que dominan *Nephtys hombergii y Loripes lacteus*, junto con especies características de la comunidad de *Scrobicularia* (*H. ulvae, S. plana*) y otras propias de la comunidad de *Abra* (*A. alba, M. palmata*). Esta comunidad aparece en zonas intermareales de ambientes polihalinos (salinidad media y alta), normalmente en cotas más bajas que la de *Scrobicularia sp* y con frecuencia asociada a praderas de fanerógamas marinas (*Zostera noltii*).

Los estuarios de Santoña, la Bahía de Santander y San Vicente presentan la mayor riqueza y abundancia de invertebrados bentónicos (CIMA, 2009), siendo las especies más frecuentes el poliqueto *Neneris diversicolor*, el gasterópodo *Hydrobia ulvae* y el bivalvo *Scrobicularia plana*. No obstante, las especies con un papel económico más relevante son las utilizadas como recursos marisqueros: la almeja fina (*Ruditapes decussatus*), la ostra plana europea (*Ostrea edulis),* el ostión (*Crassostrea gigas*), el berberecho (*Cerastoderma edule*), la almeja (*Tapes decussatus*), la navaja (*Solen marginatus, Ensis ensis*), el coco (*Arenicola marina*), o el cangrejillo (*Upogebia deltaura*).

Sistema rocoso costero

Este tipo de ecosistemas intermareales comparte una serie de características generales. Durante la bajamar, los organismos que habitan los fondos quedan expuestos al aire y se ven sometidos a procesos de desecación y deshidratación, cuya intensidad dependerá fundamentalmente del tiempo que permanezcan emergidos, así como de las posibles adaptaciones fisiológicas y morfológicas para evitar la pérdida de agua. Aunque el riesgo de desecación y los cambios de temperatura son los elementos más críticos para la supervivencia de la mayoría de las especies del intermareal, el descenso de la marea lleva asociadas variaciones en los restantes factores ambientales (por ejemplo, luz, salinidad, nutrientes), a la vez que disminuye el tiempo de que disponen los organismos, dependientes del agua de mar, para realizar sus funciones fisiológicas.

Las especies que viven en los niveles superiores de la zona intermareal únicamente quedan cubiertas por el agua durante las mareas vivas, es decir, unas dos veces al mes, mientras que las situadas en el extremo opuesto sólo quedan descubiertas en los periodos de bajamar correspondientes. Por el contrario, los organismos que se desarrollan entre las alturas máxima y mínima de las mareas muertas, permanecen sumergidos entre 10 y 12 horas diarias (Juanes *et al.*, 2009).

Un aspecto muy característico del intermareal costero es la organización de las comunidades bentónicas (asociadas al fondo) formando cinturones o franjas paralelos a la costa, modulados por la marea y la competencia inter- e intraespecífica. Es lo que se conoce como zonación. Los patrones de distribución general de la zona intermareal son semejantes en todas las zonas costeras del mundo, aunque, lógicamente, su amplitud y las especies presentes varían en función de las condiciones geográficas o locales (latitud, características físicas y químicas del agua, tipo de sustrato...).

- *Zona supralitoral*, la cota más alta del intermareal constituye la frontera entre el medio marino y el terrestre. Esta zona está fuera de la influencia de las mareas, nunca está sumergida, y sólo recibe agua de mar procedente de las salpicaduras que generan las olas. En este ambiente dominan los líquenes, como *Verrucaria*, pequeños caracolillos como la *Littorina sp* (gasterópodos litorínidos) y cirrípedos como el *Chtamalus sp* (Artrópodos).

- *Zona intermareal*, cinturón definido por los niveles de pleamar y bajamar de las mareas vivas. En esta franja, el patrón de zonación está marcado, fundamentalmente, por la marea, que somete a los organismos a un elevado estrés ambiental, más o menos intenso en función del tiempo que tienen que permanecer expuestos al aire. La zona más alta del intermareal constituye una franja pobre en especies, caracterizada por la dominancia de los balanos (crustáceos cirrípedos) y las lapas (moluscos gasterópodos). En costas muy expuestas al oleaje esta zonación se complementa con percebes (*Pollicipes cornucopia*) y mejillones (*Mytilus edulis*), especies que han desarrollado potentes sistemas de adhesión al sustrato rocoso para resistir la fuerza del oleaje. Por debajo de este nivel del intermareal comienza la dominancia de las macroalgas.

Sistema playa-duna

La principal limitación de este ecosistema para la fauna es la presencia de una escasa cobertura vegetal y la limitada disponibilidad de alimento. Ambas características hacen del sistema dunar un espacio en el que se asientan especies con un alto grado de adaptación. La mayor parte de los organismos que se han adaptado a este ambiente han desarrollado mecanismos de excavación y enterramiento. La ausencia de un sustrato duro sobre el que anclarse, ha favorecido que los organismos de este tipo de ambientes sean endobentónicos y, como tal, vivan dentro del sedimento. El principal factor que impide el asentamiento de organismos es la movilidad de las arenas, y el tamaño de grano. Cuanto mayor es el tamaño de grano, mayor es la circulación de agua, más difícil la construcción de galerías estables y, por tanto, menor la riqueza de especies.

En el borde intermareal la fauna es escasa y está representada por la pulga de mar (*Talitrus saltator*), invertebrado asociado a los depósitos de arribazón. No obstante, en ambientes con arenas muy limpias (p.ej. Oyambre) pueden observarse moluscos bivalvos como *Tellina tenuis* (coquina) y *Donax sp.* La presencia de gasterópodos es puntual, siendo la especie *Lunatia alderi* la más común. Las aves son un componente importante de este tipo de ambientes intermareales. Cabe destacar, entre otras especies, la lavandera común (*Motaccilla alba*), la lavandera boyera (*M. flava*), el ostrero (*Haematopus ostralegus*), el chorlitejo (Charadrius hiaticula), el vuelvepiedras (*Arenaria interpes*), la gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*), y la gaviota reidora (*Larus ridibundus*) (Preciado & Puente, 2000).

En el sistema dunar, aparecen pequeños mamíferos como el erizo común (*Erinaceus europaeus*), o distintas especies de escarabajos propias de ambientes dunares. No obstante, los reptiles son las especies más características y singulares de los sistemas dunares de Cantabria, donde encuentran las características de insolación óptimas para su desarrollo. Cabe destacar la presencia de largarto verdinegro (*Lacerta shreiberi*), lagarto verde (*Lacerta viridis*), lución (*Anguis fragilis*), e incluso culebras y víboras (Palacios & Vega, 2000).

Acantilado y rasa litoral

Las aves y los invertebrados constituyen, probablemente, las comunidades de fauna más representativas de estos ambientes litorales.

Al igual que lo descrito para la vegetación, la disposición de la fauna en bandas responde a su tolerancia a la influencia marina (p.e. salpidauras y salinidad). En la zona sometida al efecto de las salpicaduras marinas es frecuente la presencia de aves de cantil que anidan en grietas y salientes rocosos del acantilado. Este es el caso del roquero solitario (*Monticola solitarius*) y el colirrojo tizón (*Phoenicurus ochruros*). En espacios más tendidos, con una mayor diversidad de vegetación, es frecuente también la presencia de pequeños invertebrados tipo coleópteros e himenópteros que se distribuyen por las zonas más umbrías, y que constituyen parte de la dieta de estas aves.

En un nivel superior, en el que las condiciones ambientales generan un menor estrés a las especies animales, es posible observar reptiles de pequeño tamaño y un mayor número de especies de invertebrados. Dos de las especies más habituales en los acantilados escarpados y cantiles son la gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*) y el cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*). Asimismo, en acantilados e islas litorales poco accesibles para los depredadores terrestres está presente el paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*), especie migratoria estrictamente pelágica, muy singular en nuestras costas. Dados sus hábitos pelágicos y nocturnos en las zonas de cría, en el cantábrico son muy escasas sus observaciones desde tierra. Asimismo, son características de estos ambientes las comunidades formadas por aves rapaces (*Milvus migrans*, *Falco peregrinus* y *Falco tinnunculus*), que presentan un mayor desarrollo de sus poblaciones en acantilados próximos a sistemas forestales bien conservados, a

medios estuarinos, y a las zonas de paso de aves migratorias. Cabe destacar, asimismo, la colonia de buitres leonados (*Gyps fulvus*) en los cantiles que cuelgan sobre la playa de Sonabia, y que constituye la única colonia litoral de esta especie en España.

3 Características socio-económicas

En el marco del presente apartado se realiza una síntesis de los aspectos demográficos y poblacionales, un análisis de usos y actividades y un análisis de las presiones más relevantes en el medio litoral.

3.1 Análisis demográfico y estructura poblacional

De acuerdo con los datos publicados por el Ministerio de Economía y Hacienda (2009), la población de la Comunidad Autónoma de Cantabria asciende a un total de 589235 habitantes.

La densidad de población en la región, con un valor medio de 111 hab/Km^2, es superior a la media nacional, si bien, la distribución de esta población es muy irregular. De los 102 municipios que forman la región cerca del 60% son considerados rurales (menos de 2000 habitantes), el 30% semirrurales (2000-10000 habitantes) y tan sólo el 10% de los municipios son considerados urbanos (más de 10000 habitantes) (Figura IV.37).

Ante esta distribución demográfica, los espacios acuáticos litorales de la red Natura 2000 se localizan, principalmente, en municipios con una elevada densidad de población. El LIC Costa Central y Ría de Ajo resulta la única excepción, ya que se localiza íntegramente en municipios rurales.

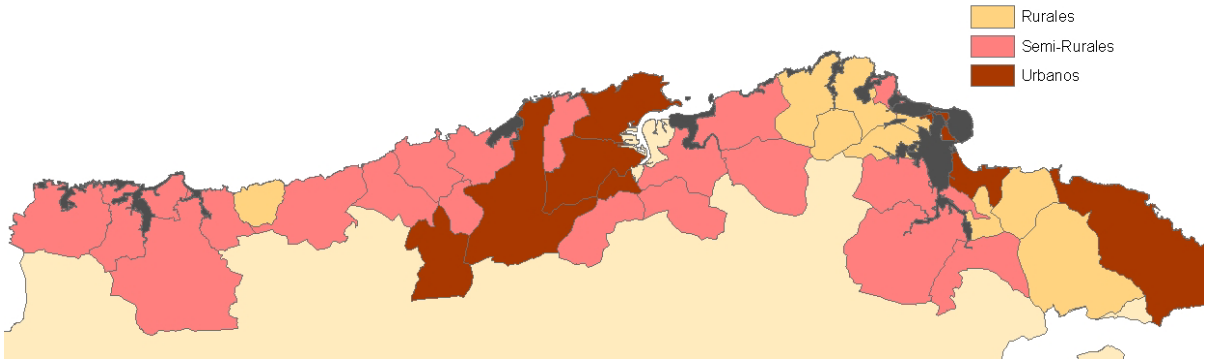


Figura IV.37. Clasificación de los municipios litorales de Cantabria según su densidad de población y localización de los espacios acuáticos continentales de la región (Fuente: INE, 2001).

3.2 Análisis de los usos y actividades

Actividades económicas

De acuerdo con la información publicada por el Instituto Cántabro de Estadística (ICANE, 2009), la Comunidad Autónoma de Cantabria presenta una estructura productiva que, en comparación con la media española, da un mayor peso al sector industrial (19% del Valor Añadido Bruto, VAB, regional en 2004) y a la construcción (9.1%). El sector

terciario, con una contribución del 63.6% al VAB regional, se encuentra ligeramente por debajo de la media nacional. El sector primario representa, por su parte, el 4.1 % del VAB en el año 2004.

En la Figura IV.38 se muestra la distribución por sectores de la estructura productiva de Cantabria en el año 2002.

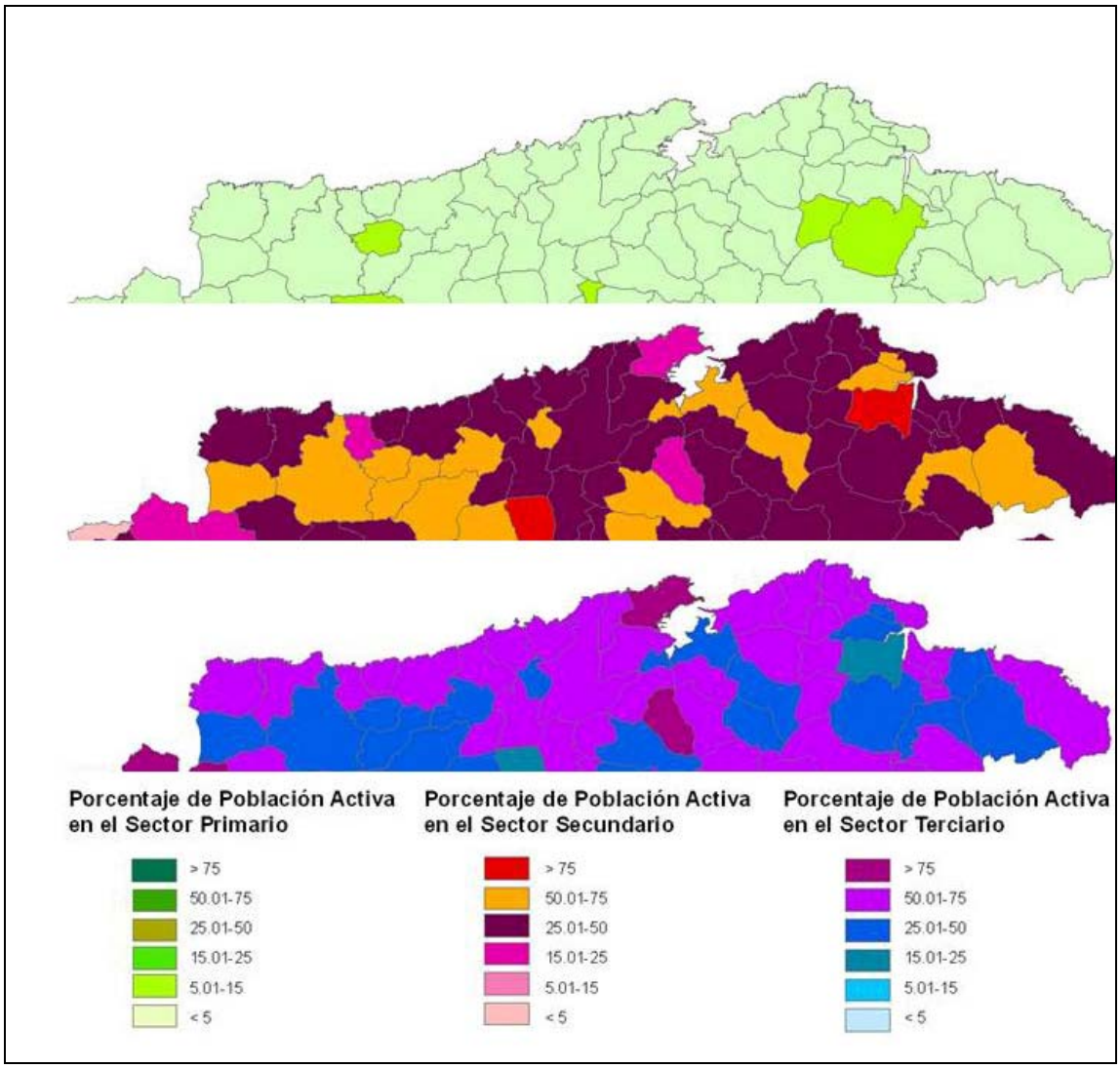


Figura IV.38. Porcentaje de población activa inscrita en el régimen de la seguridad social dedicada a cada sector en cada uno de los municipios litorales de Cantabria. (Fuente: ICANE, 2009).

Sector Primario

Tomando como referencia la información estadística publicada en por ICANE e INE (años 2003-2007), el conjunto del sector primario cántabro (agricultura, ganadería y pesca) ha visto reducida su importancia económica en los últimos años a favor del sector terciario.

A pesar de ello, el 83% de la extensión de la región se encuentra dedicado a usos asociados al sector primario (ICANE, 2009) (Tabla IV.2).

Aprovechamiento	Secano (Ha)	Regadío (Ha)	Total (Ha)	%
Tierras de cultivo	10400	745	11145	2.10
Prados y pastizales	148940	612	149552	28.10
Terreno forestal	282662	0	282662	53.12
Otras superficies	88775	0	88775	16.68
TOTAL	530777	1357	532134	100

Tabla IV.2. Aprovechamiento de las tierras de la Comunidad Autónoma (hectáreas) (Fuente: ICANE, 2009).

El subsector de la *ganadería* continúa siendo el de mayor importancia en la región a pesar del descenso de volumen de ganado censado en Cantabria en los últimos años (Tabla IV.3) (ICANE, 2005).

Año	Bovino	Ovino	Caprino	Porcino	Caballar	Mular	Asnal	TOTAL
1998	362028	80407	18385	20000	-	-	-	480820
1999	347022	79901	19531	22224	-	-	-	468678
2000	335745	75601	16932	25557	27945	312	1545	483637
2001	327487	73365	15139	15734	27668	307	1525	461225
2002	311014	67231	14331	13580	27266	302	1504	435228
2003	296052	67187	13220	15868	27593	295	1475	421690
2004	289453	71511	16604	16712	28145	287	1445	424157

Tabla IV.3. Número de cabezas de ganado censadas en Cantabria entre los años 1998-2004 (Fuente: ICANE, 2005).

El subsector de la *pesca* mantiene valores de capturas similares, e incluso superiores, a las del año 2002 (ICANE, 2009), año previo al parón del sector asociado al vertido del buque Prestige, que conllevó descensos en el volumen de capturas anuales próximas al 50% (Figura IV.39).

El conjunto de los LICs litorales de la región, con la única excepción del LIC *Costa Central y Ría de Ajo*, presentan superficies definidas como zonas de producción de moluscos (MAPA, 2005). Del mismo modo, en la zona oriental y central del litoral de Cantabria, frente a la línea de costa de los LICs *Rías Occidentales y Duna de Oyambre* y *Dunas del Puntal y Estuario del Miera* existen caladeros de pesca de marisco y pescado, respectivamente (Figura IV.40). La explotación de estos espacios (zonas de producción de moluscos y caladeros de pesca) es uno de los aspectos a tener en cuenta a la hora de gestionar los LICs litorales de Cantabria.

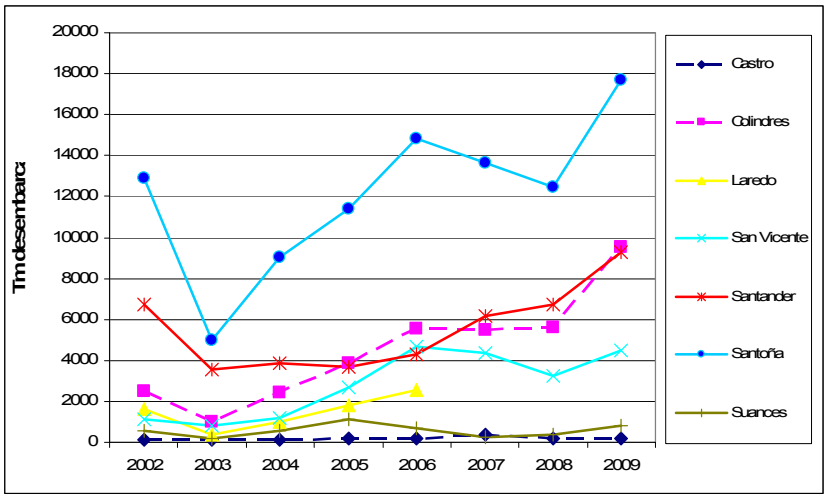


Figura IV.39. Evolución de las capturas anuales de pesca (Tm) desembarcadas en los principales puertos de la región en los últimos años (Fuente: ICANE, 2009).

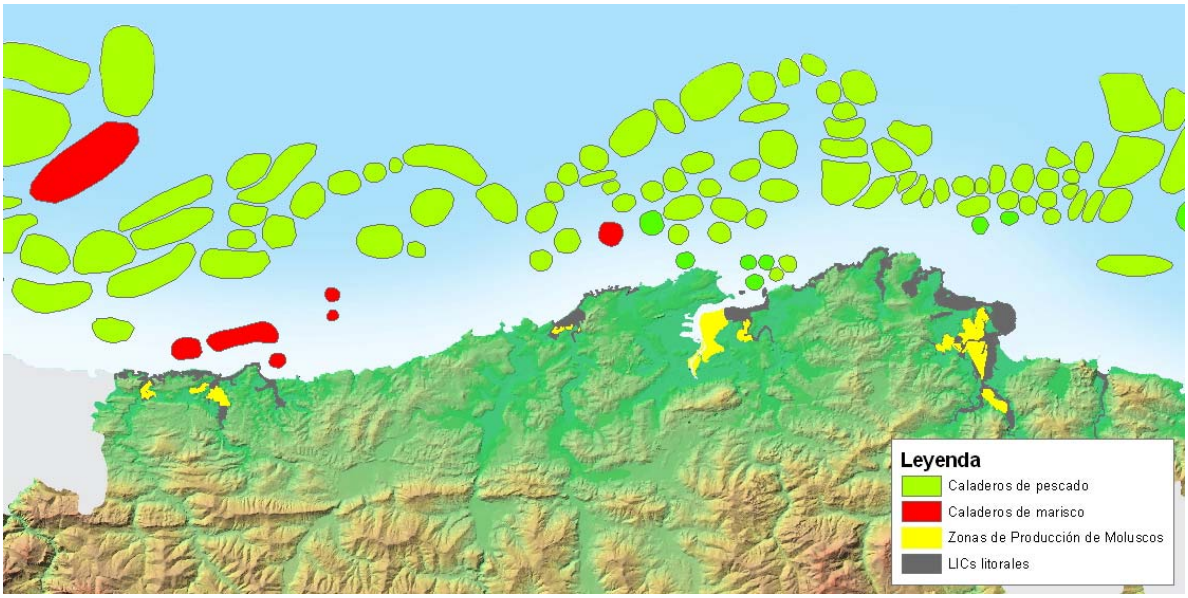


Figura IV.40. Caladeros y Zonas de Producción de Moluscos en los estuarios de Cantabria (Fuente: MAPA, 2005).

Sector Secundario

Atendiendo a la información existente en el banco de datos de ICANE (ICANE, 2009), el sector secundario sufrió un importante crecimiento económico en la última década del siglo XX y primera del siglo XXI, con un incremento superior al 250% en el volumen de negocios (miles de euros), desde el año 1993 al año 2007, y un aumento en el número de personas dedicadas a este sector equivalente al 1% de la población de la región (Tabla IV.4).

Año	Importe neto cifra negocios (miles euros)	Personas ocupadas
1993	3127102	30898
1994	3414553	29269
1995	3980852	30520
1996	4061801	31606
1997	4217580	29425
1998	4605775	31152
1999	4454997	31099
2000	4887158	32384
2001	5440008	34140
2002	6061772	35690
2003	6206698	35866
2004	6662555	34884
2005	7412195	35683
2006	7845616	35502
2007	8514857	35927

Tabla IV.4. Importe neto de la cifra de negocios (miles de euros) y personas ocupadas en la actividad industrial en el periodo 1993-2007 (Fuente: ICANE, 2009).

Sector Terciario

En el sector terciario, o sector servicios, es posible distinguir dos subsectores: turismo y transporte.

Teniendo en cuenta la distribución de locales en la región (ICANE, 2009), se puede observar una clara predominancia del *turismo* por encima de las demás actividades, ocupando éste un tercio de los locales de servicios, seguido por el servicio a empresas y por el transporte.

El turismo se encuentra en una situación de crecimiento constante, con incrementos en el número total de plazas ofertadas en 2003 y 2004 del 7.1% y 3.0%, respectivamente (ICANE, 2009). Tal y como se puede observar en la Figura IV.41, en la que se encuentra representado el número de plazas hoteleras existente en cada uno de los municipios litorales de la Comunidad Autónoma de Cantabria, el LIC *Costa Central y Ría de Ajo* se encuentra sometido a una gran presión turística, ya que los municipios que albergan dicho LIC son, junto con Santander, Santillana del Mar y Suances, los que poseen un mayor número de plazas hoteleras.

Con base en los datos publicados por ICANE (2009), el *transporte* regional ha sufrido un importante incremento en el número de pasajeros en los últimos diez años, principalmente asociado al transporte aéreo (Figura IV.42).

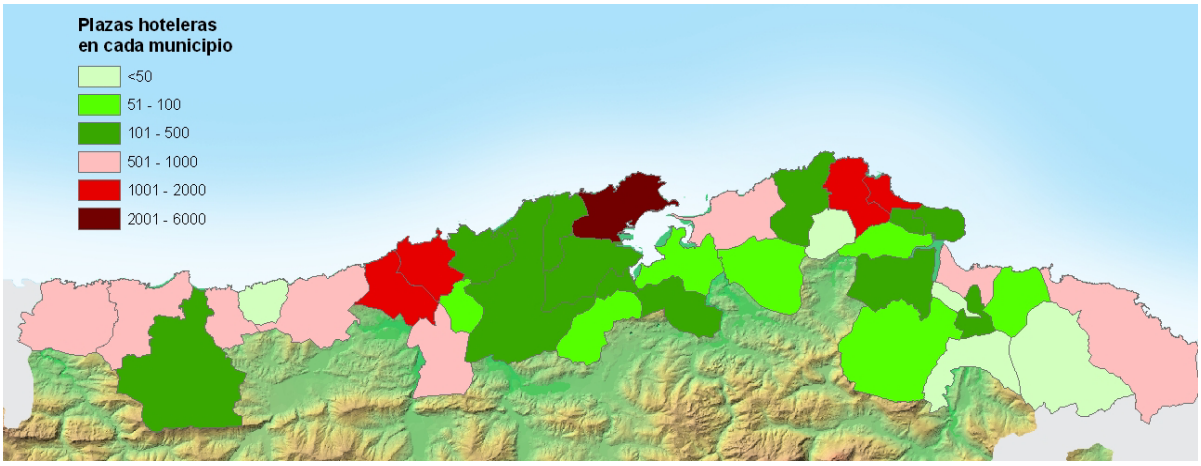


Figura IV.41. Número de plazas hoteleras existentes en cada uno de los municipios de la región (Fuente ICANE, 2009).

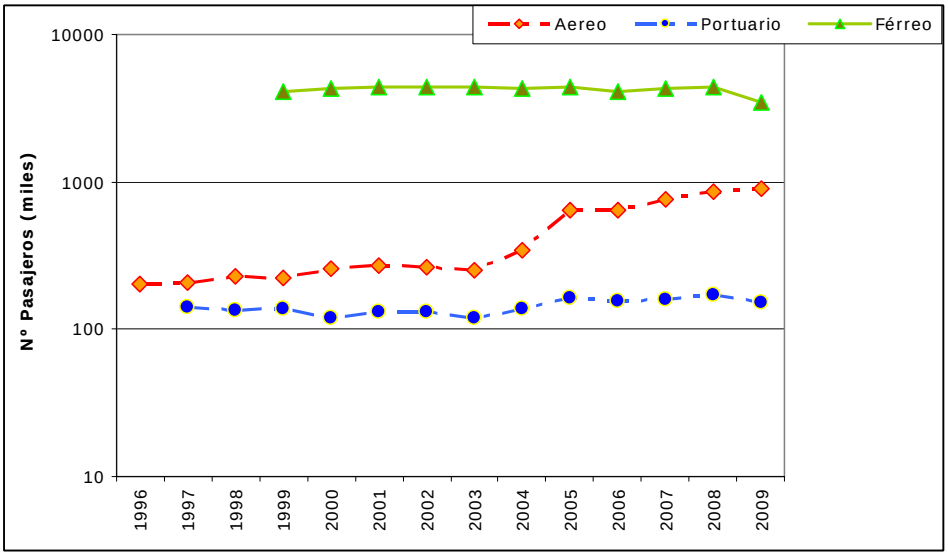


Figura IV.42. Evolución del número de pasajeros en el puerto, aeropuerto y estación ferroviaria de Santander (Fuente: ICANE, 2009).

Usos del Suelo

Atendiendo a la información publicada por el Ministerio de Agicultura (1988), en Cantabria es posible diferenciar seis tipos de usos del suelo predominantes: terrenos de cultivo, prados y pastizales, uso forestal, uso urbano, uso industrial, y espacios protegidos.

Terrenos de Cultivo

Los datos derivados del último censo agrario (INE, 1999) reflejan que el 92% del terreno cultivado de Cantabria se utiliza para plantaciones de secano y el 8% restante para plantaciones de regadío. En ambos casos, el cultivo predominante es el herbáceo, con más de 8000 ha en plantaciones de secano y más de 500 ha en regadío (Figura IV.43).

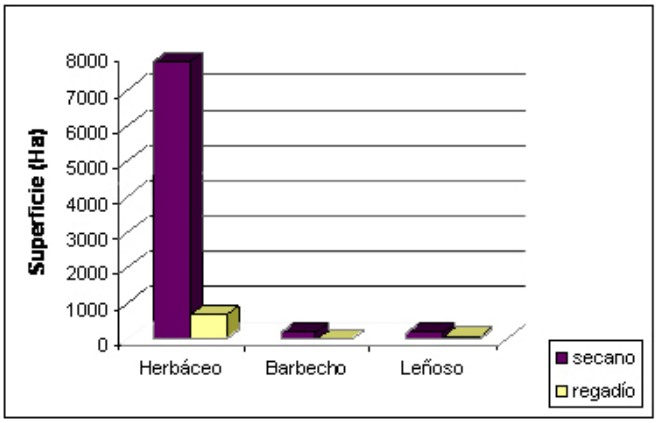


Figura IV.43. Extensión de los principales tipos de cultivo de Cantabria (Fuente: INE, 1999).

Prados y Pastizales

De acuerdo con la información del censo agrario de Cantabria (ICANE, 2005), la mayor parte de la extensión de prados y pastizales, asociados al subsector ganadero, son prados naturales (77%), con tan sólo un 1% del terreno destinado a pasto para el ganado (Figura IV.44).

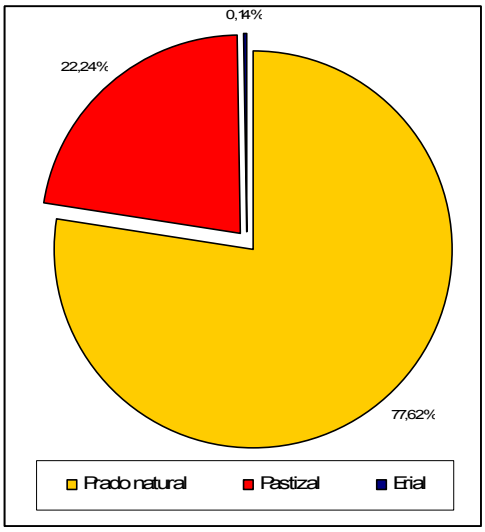


Figura IV.44. Importancia relativa de los prados y pastizales en Cantabria (Fuente: ICANE, 2005).

Uso forestal

Según los datos proporcionados por el tercer Inventario Forestal Nacional (Sundberg *et al.*, 2005), en torno al 60% (359458.47 ha) de la superficie regional se encuentra destinada al uso forestal (forestal arbolado, desarbolado y arbolado. La mayor superficie forestal de la región se encuentra ocupada por extensiones desarboladas (Figura IV.45).

Con base en la información del censo agrario estatal (INE, 1999), se estima que el 21% de la superficie forestal arbolada de Cantabria se encuentra ocupada por una especie alóctona, como es el *Eucaliptus globbulus*, frente al 20% ocupada por hayas y al 19% de robles (Figura IV.45).

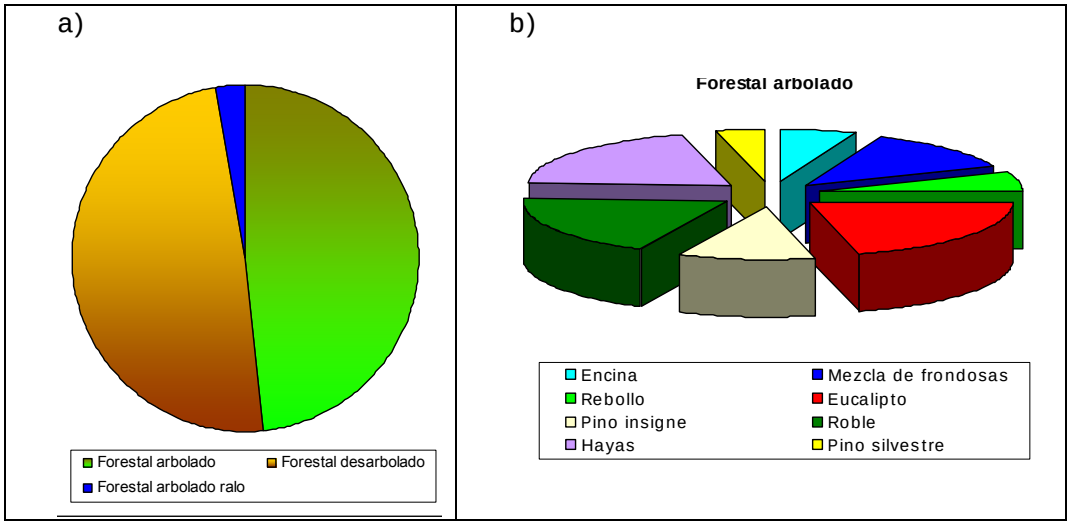


Figura IV.45. a) Distribución de la superficie forestal regional. (Fuente: MMA, 2000); b) Principales especies arbóreas que ocupan los suelos forestales arbolados (Fuente: INE, 1999).

Uso urbano

En los últimos años se ha producido un cambio en el crecimiento de los municipios de la región (INE, 2010). Los municipios que experimentaron un mayor aumento de población en la década de los años 90 son los situados en la periferia de Santander (Santa Cruz de Bezana) y Torrelavega (Cartes y Piélagos), así como los municipios litorales de Argoños, Castro Urdiales, Noja, y Colindres (Figura IV.46). Sin embargo, en buena parte de los municipios del interior de la región se ha producido una pérdida de población importante.

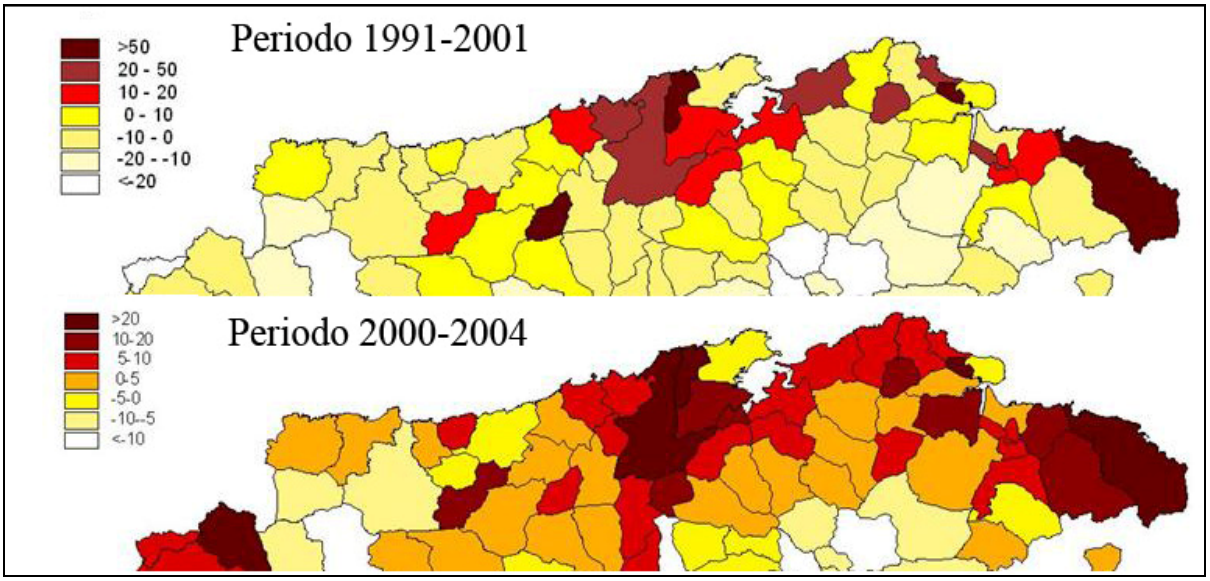


Figura IV.46. Tasa de variación de la población por municipios en los periodos 1991-2001 y 2000-2004. (Fuente: Padrones Municipales, INE. Elaboración propia).

Todos los LICs litorales se encuentran en municipios que han visto incrementada su densidad de población, destacando el caso de los *LICs Dunas de Liencres y Estuario del Pas*, *Costa Central y Ría de Ajo* y *Marismas de Santoña, Victoria y Joyel* que han visto incrementada su densidad de población en más de un 5% en ambos períodos.

Uso industrial

En relación a los usos industriales, los datos de SICAN (2007) establecen que en Cantabria existen 19 zonas industriales, localizadas a lo largo del eje delimitado por las principales carreteras de la región, aunque, en su mayor parte, este suelo industrial se encuentra situado en el área cercana a la costa (Figura IV.47). En conjunto, dichas áreas industriales suman un total de 879.16 ha de superficie.

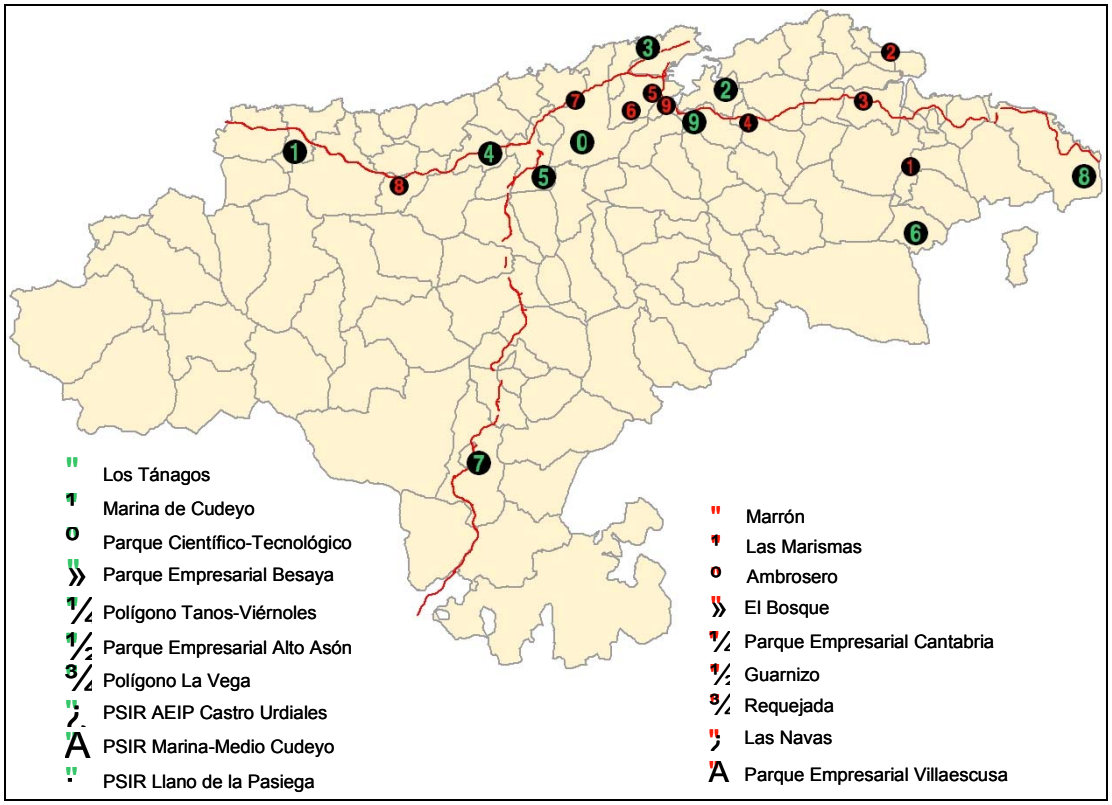


Figura IV.47. Suelo industrial en Cantabria (en rojo los polígonos industriales y parques empresariales existentes en el año 2003; en verde, las nuevas superficies industriales) (Fuente: SICAN, 2007).

Espacios Naturales Protegidos en Cantabria

De acuerdo con los datos de la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, Cantabria es una de las regiones de España con mayor porcentaje de territorio incluido en alguna de las categorías de protección establecidas por la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Actualmente, la región cuenta con 1 Parque Nacional, 5 Parques Naturales, 21 Lugares de Importancia Comunitaria (LICs; 7 LICs terrestres, 9 LICs acuáticos continentales y 5 LICs acuáticos litorales) y 8 Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs) (Figura IV.48). En conjunto, estas 35 áreas protegidas abarcan una superficie de unas 160.000 hectáreas, lo que aproximadamente supone el 30% del territorio de Cantabria.

En el litoral de la región existen cuatro parques naturales, cinco LICs litorales y una ZEPA, que se extienden al lo largo de, aproximadamente, el 40% de la longitud de costa de la región, y que, en su conjunto suman una superficie aproximada de 13000 ha protegidas en el litoral (Figura IV.49).

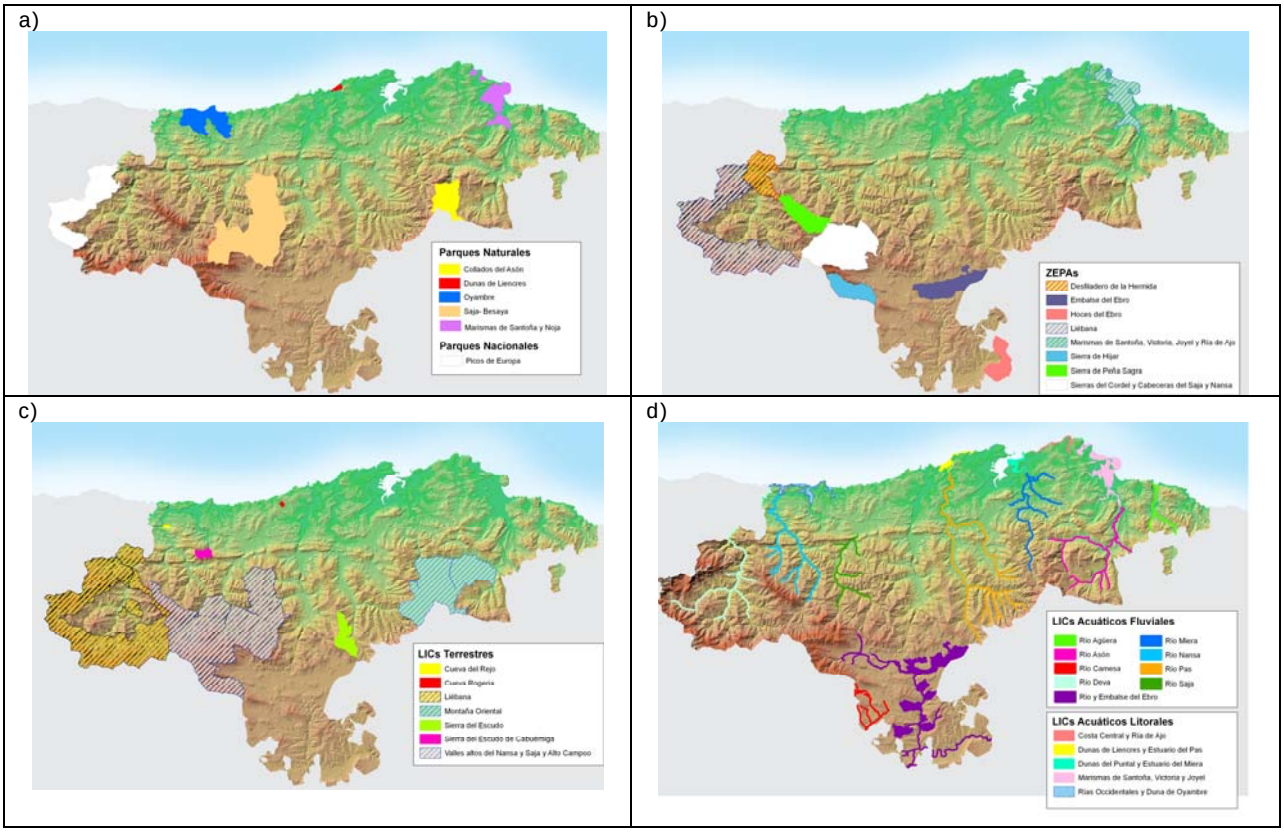


Figura IV.48. Espacios naturales protegidos en Cantabria: a) Parques Naturales y Parques Nacionales; b) ZEPAs; c) LIcs Terrestres; y d) LICs Acuáticos.

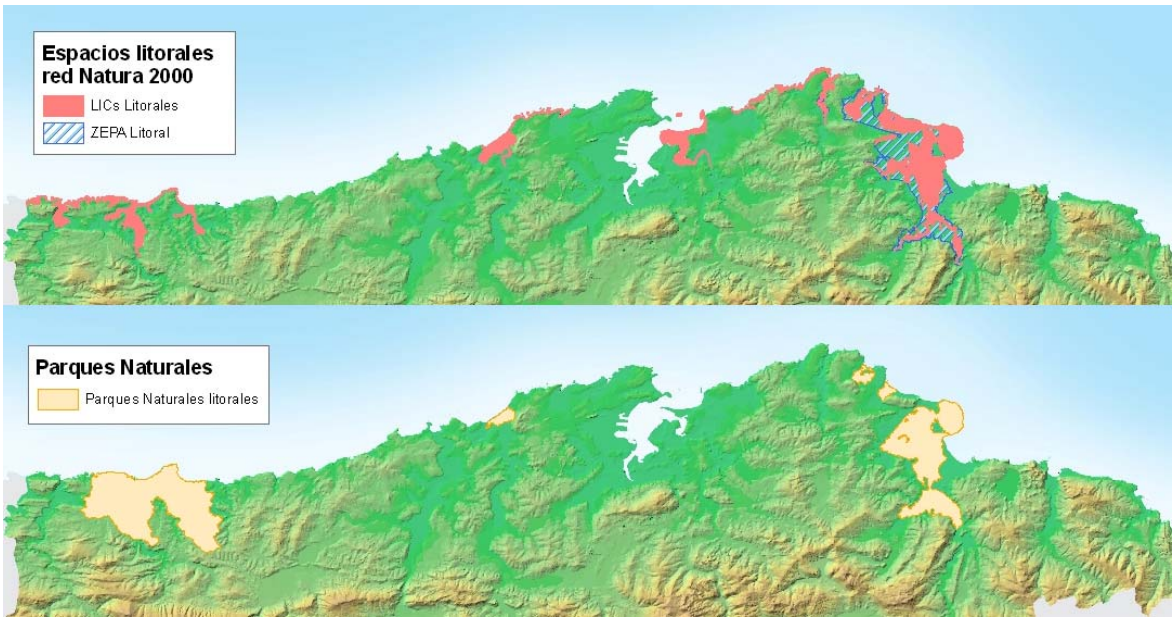


Figura IV.49. Detalle y localización de los Espacios Naturales Protegidos en el litoral de Cantabria.

3.3 Análisis de Presiones

La información utilizada para el análisis de las presiones existentes en el medio litoral de Cantabria proviene, íntegramente, de los trabajos realizados para la implementación de la Directiva Marco del Agua en Cantabria (GESHA, 2005).

Medio Estuarino

La Bahía de Santander es el estuario con un mayor número de presiones antrópicas, tanto morfológicas como en forma de fuentes de contaminación puntual y difusa (Tabla IV.5).

Estuario	Fuentes de Cont. Puntual	Fuentes de Cont. Difusa	Alteraciones Morfológicas (% superficie estuarina afectada)		Vegetación invasora (% superficie afectada)
			Rellenos	Fijaciones	
Tina Mayor	2	0	28	4.5	
Tina Menor	4	0	12	0	4.2
San Vicente	1	1	25	13.2	0.4
Oyambre	3	0	24	10.6	35.2
Saja-Besaya	14	1	29	23.7	1.9
Mogro	3	0	37	3.3	0.9
B.Santander	168	4	37	45	2.5
Ajo	3	0		0	0
Joyel	0	0	42	6	4.6
Victoria	0	0	37	0	7.3
M.Santoña	15	2	34	30.1	20.2
Oriñón	5	0	6	15.7	7.2

Tabla IV.5. Número de alteraciones y elementos singulares registrados en los principales sistemas estuarinos de Cantabria (Fuente: GESHA, 2005).

En los siguientes epígrafes se realiza una descripción más detallada de cada una de las principales tipologías de presiones identificadas.

Fuentes de contaminación puntual

En los principales estuarios de la región se encuentran inventariados un total de 220 puntos de vertido de aguas residuales. El 64% procede de núcleos urbanos (141), el 25% tiene un origen industrial (56) y el 10% son vertidos de aguas pluviales o de alivios de tormenta (22).

La distribución de estos vertidos no resulta homogénea en los diferentes estuarios. La Bahía de Santander agrupa el 68% de los vertidos de aguas residuales urbanas, la totalidad de los alivios de tormenta y el 89% de los vertidos de aguas residuales industriales. Junto con la Bahía de Santander, tan sólo los estuarios de Tina Mayor y Tina Menor presentan vertidos puntuales no catalogados como aguas residuales urbanas (contaminación orgánica) (Figura IV.50).

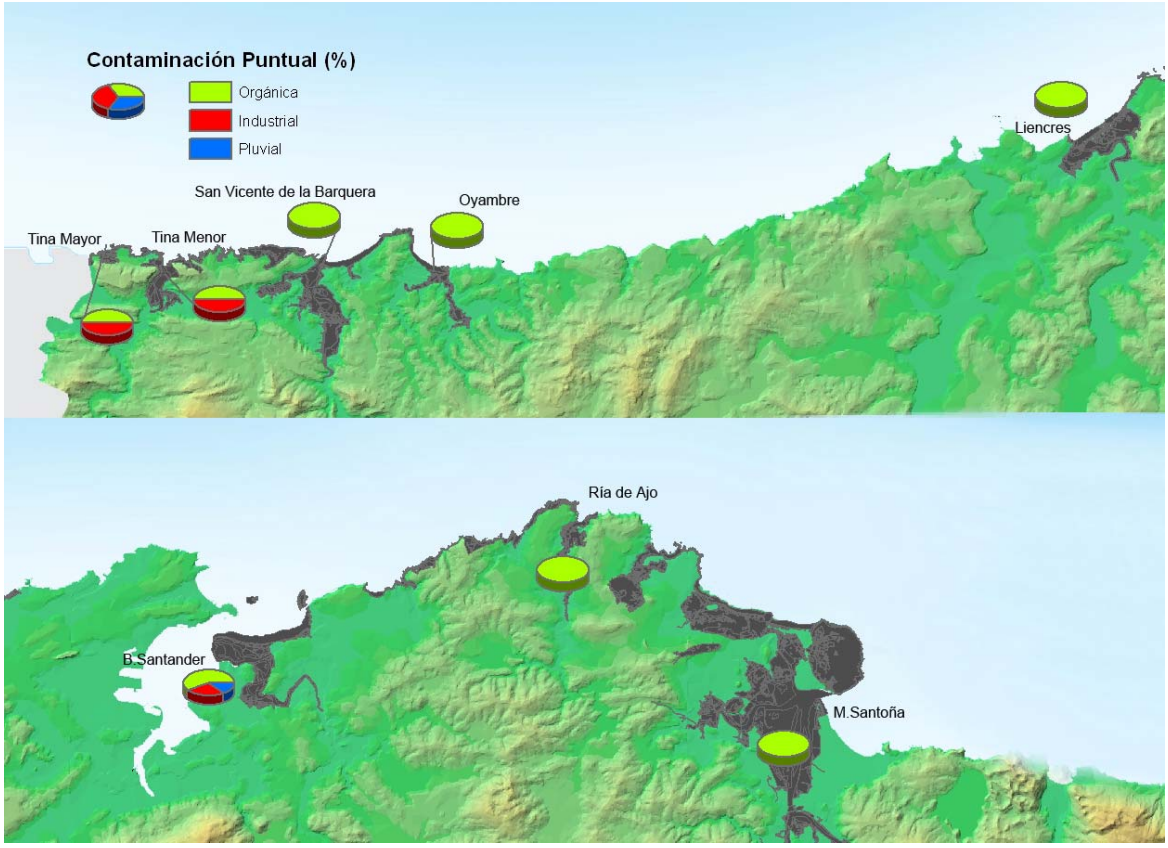


Figura IV.50. Tipos de vertidos en los principales estuarios de los LICs litorales de Cantabria (Fuente: GESHA, 2005).

Fuentes de contaminación difusa

El estudio a partir del que se ha extraído la información de presiones (GESHA, 2005), considera como fuente de contaminación difusa todos los puertos y astilleros de la región. De acuerdo con este criterio, los estuarios afectados por contaminación difusa son San Vicente de la Barquera, Ría de San Martín (estuario de Saja-Besaya), Bahía de Santander y Marismas de Santoña.

A pesar de que dicha definición de contaminación difusa no incluye los aeropuertos, la gestión del espacio *Dunas del Puntal y Estuario del Miera* debe tener en cuenta la afección derivada del tránsito aéreo generado en el Aeropuerto de Santander, cuyos efectos pueden ser significativos para los hábitats y especies del sistema.

Alteraciones morfológicas

Las alteraciones en las condiciones morfológicas agrupan las actuaciones e infraestructuras que suponen una modificación de la profundidad, de las características del sustrato o de la condiciones de la zona de oscilación de la marea (p.e. dragados, fijación de márgenes y rellenos).

- Los únicos estuarios de la región en los que se lleva a cabo *dragados* periódicos de mantenimiento son la Bahía de Santander, las Marismas de Santoña y San Vicente de la Barquera.

- La superficie estuarina alterada por la presencia de *rellenos* es superior al 30% de la superficie total de los sistemas estuarinos de Cantabria. Esta superficie es especialmente significativa en el caso de la Bahía de Santander, donde los rellenos históricos representan el 50% del total de la superficie estuarina original. No obstante, si se tiene en cuenta exclusivamente la superficie rellena que resulta susceptible de ser recuperada como superficie intermareal (superficie rellena no consolidada, situada por debajo de la cota de 5m, cuya restauración como superficie estuarina no suponga un importante perjuicio social y/o económico), destacan los estuarios de San Vicente de la Barquera, Mogro y Marismas de Santoña, en los que dichos rellenos representan, aproximadamente, el 20% de la superficie estuarina rellenada.

- La Bahía de Santander (45 Km) y las Marismas de Santoña (25 Km) son los estuarios con una mayor longitud de sus márgenes naturales consolidados con estructuras de *fijación*. Por el contrario, Tina Menor, San Juan de la Canal, Galizano, Ajo y Victoria no presentan alteraciones morfológicas de este tipo.

Alteraciones hidrodinámicas

Este tipo de alteración incluye los elementos antrópicos que modifican directamente el régimen de corrientes de mareas, así como el flujo de los aportes de agua. Se han considerado alteraciones hidrodinámicas los diques, espigones, pantalanes, molinos de marea y puentes.

En los estuarios de Cantabria hay inventariados 169 alteraciones hidrodinámicas: diques (40%), puentes (28%) y, en menor medida, espigones (18%) (GESHA, 2005).

El 50% de estas alteraciones se localizan en la Bahía de Santander y las Marismas de Santoña. No obstante, en términos de densidad de alteraciones (nº alteraciones hidrodinámicas/Km^2), la Bahía de Santander y las Marismas de Santoña se encuentran dentro de los estuarios con una menor densidad.

Vegetación invasora

La superficie ocupada por la especie *Baccharis halimifolia*, principal especie de vegetación alóctona presente en los estuarios de Cantabria asciende a 120 ha (2% de la superficie total de los estuarios de la región) (Figura IV.51).

Los estuarios con una mayor superficie total ocupada por esta especie son las Marismas de Santoña, Oyambre y la Bahía de Santander, con 34, 35 y 16 Ha, respectivamente. No obstante, proporcionalmente Oyambre con un 35% es el que tiene una mayor superficie ocupada por *B. halimifolia*.

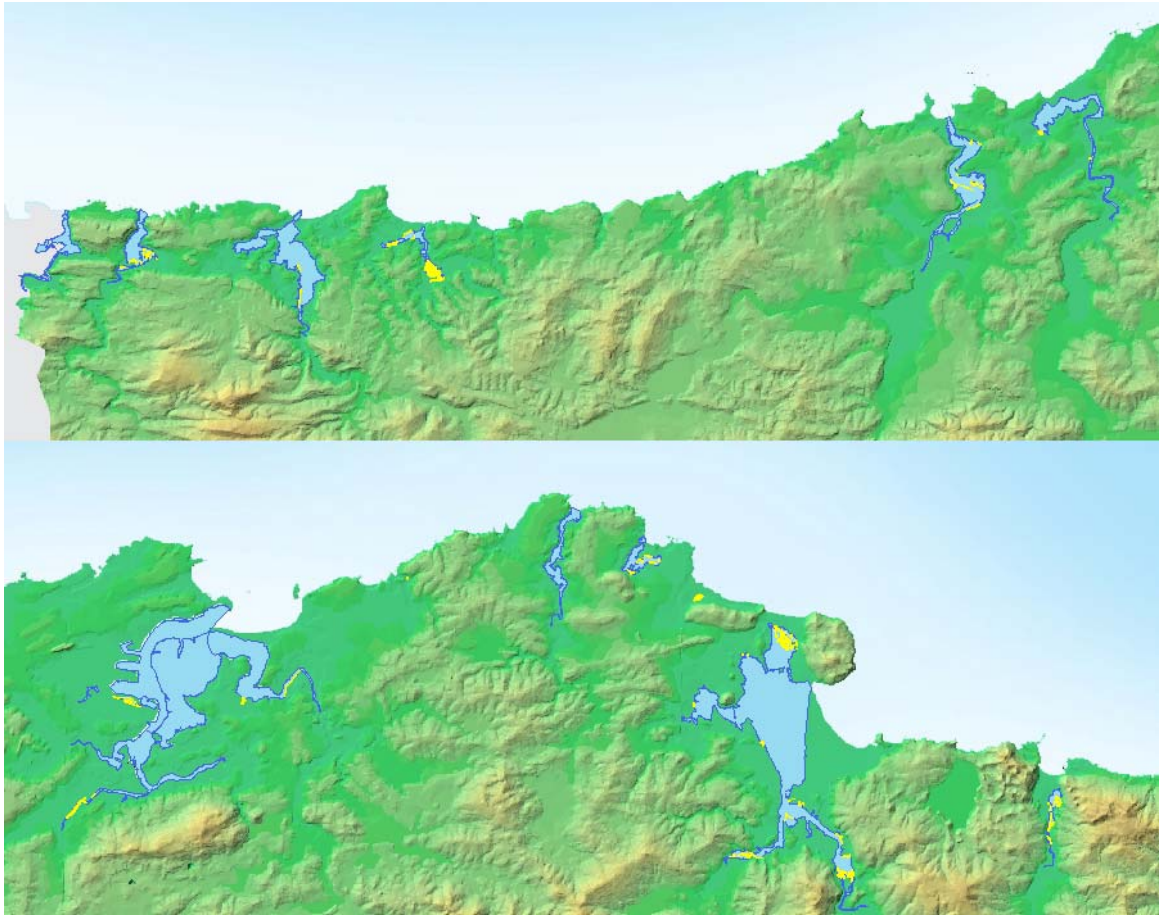


Figura IV.51. Distribución de la especie Baccharis halimifolia en los estuarios de Cantabria (Fuente: GESHA, 2005).

Aguas Costeras

El Plan de investigación integral para la caracterización de las masas de agua de Cantabria (GESHA, 2005) identifica en las masas de aguas costeras de Cantabria (Figura IV.52) un total de 95 presiones: 39 fuentes de contaminación puntual, 30 alteraciones morfológicas, 23 alteraciones hidrodinámicas y 3 fuentes de contaminación difusa.

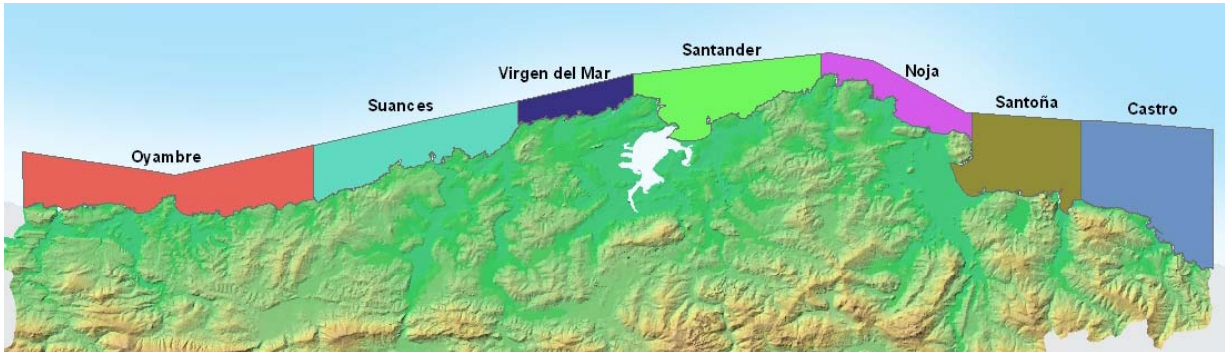


Figura IV.52. Masas de agua costeras de Cantabria (Fuente: GESHA, 2005).

Las masas de agua de Oyambre y Castro son, con 21 y 20 respectivamente, las que concentran un mayor número de presiones (Tabla IV.6). Por el contrario, la masa de agua costera de Santander, con 8 presiones, es la que presenta un menor número de alteraciones.

Masa de Agua	Presión	Tipo	Número
Oyambre	Difusa	*Puerto*	1
	Hidrodinámica	*Espigón*	3
	Morfológica	*Dragado*	1
		Fijación Margen	8
	Puntual	*V. Urbano*	6
		V. Acuicultura	2
	Total Oyambre		**21**
Suances	Hidrodinámica	*Emisario*	1
		Espigón	2
	Morfológica	*Fijación Margen*	3
	Puntual	*V. Industrial*	1
		V. Urbano	8
	Total Suances		**15**
Virgen del Mar	Hidrodinámica	*Emisario*	2
		Puente	1
	Puntual	*V. Urbano*	4
		V. Acuicultura	1
		Alivio	1
	Total Virgen del Mar		**9**
Santander	Morfológica	*Fijac. Margen*	5
	Puntual	*V. Urbano*	2
		Alivio	1
	Total Santander		**8**
Noja	Hidrodinámica	*Emisario*	1
	Morfológica	*Fijación Margen*	5
	Puntual	*V. Urbano*	2
		Alivio	1
	Total Noja		**9**
Santoña	Difusa	*Puerto*	1
	Hidrodinámica	*Dique*	1
		Puente	1
		Espigón	3
	Morfológica	*Dragado*	1
		Fijación Margen	4
	Puntual	*V. Urbano*	2
	Total Santoña		**13**
Castro	Difusa	*Puerto*	1
	Hidrodinámica	*Emisario*	1
		Espigón	5
		Pantalán	2
	Morfológica	*Fijación Margen*	3
	Puntual	*V. Industrial*	1
		V. Urbano	7
	Total Castro		**20**
TOTAL			**95**

Tabla IV.6. Número y tipo de presiones identificadas en cada una de las masas de agua costeras (masas de agua ordenadas de oeste a este) (Fuente:GESHA, 2005).

Las presiones más numerosas en las masas de agua costeras de Cantabria son las fuentes de contaminación puntual (Figura IV.53).

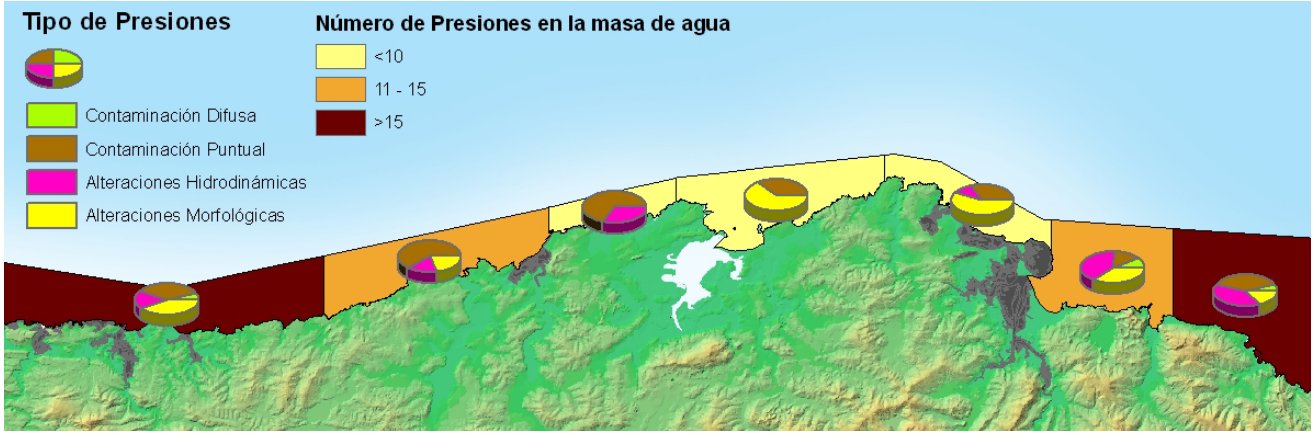


Figura IV.53. Densidad y tipo de presiones (%) identificadas en cada una de las masas costeras de Cantabria.

Fuentes de contaminación puntual

En el conjunto de las aguas costeras de Cantabria se reconocen un total de 39 fuentes de contaminación puntual, diferenciadas en vertidos de aguas residuales urbanas o asimilables a urbanas (79%), alivios de tormentas (8%), vertidos industriales (8%) y vertidos de acuicultura o piscifactorías (5%).

La masa de agua de a Suances es la que presenta un mayor número de alteraciones por fuentes puntuales de contaminación. En el extremo opuesto se sitúa la masa de agua costera de Noja, con tres únicos vertidos puntuales.

Fuentes de contaminación difusa

En las masas de agua costeras de Cantabria existen tres fuentes de contaminación puntual: puertos de Comillas, Laredo y Castro.

El puerto de Castro Urdiales, localizado en la masa de agua de Castro, es el más importante de todos ellos, con una superficie de tierra de 6.8 ha y una superficie de agua abrigada entre dársenas de 22.4 ha. Los puertos de Laredo y Comillas apenas alcanzan una superficie de 2 ha cada uno, aunque actualmente se está ampliando el primero de ellos.

Alteraciones en las condiciones morfológicas

Las alteraciones en las condiciones morfológicas engloban todas las actuaciones e infraestructuras que suponen una modificación de la profundidad, de las características del sustrato, o de la estructura de la zona ribereña intermareal. A tal efecto, en costa las únicas alteraciones morfológicas consideradas son los dragados y las alteraciones de los márgenes.

Las fijaciones de márgenes son modificaciones de los márgenes naturales de las masas de agua cuya importancia reside en que son presiones que ocupan la ribera del mar. En este sentido, la mayor parte de las fijaciones de margen son debidas a la presencia de núcleos urbanos costeros, y de zonas de playa con acceso al tráfico rodado, por lo que constituyen importantes indicadores del grado de urbanización de la franja costera y de su morfología.

Las masas de agua R3 y A3 son las que tienen una mayor longitud de sus márgenes costeros afectados por estructuras de fijación, con 8.7 km y 6.6 km. Por el contrario, en las masas de agua R2, A1 y R1 la escasez de núcleos de población costeros y lo escarpado de su franja litoral, hacen que estas masas de agua sean las menos afectadas por la fijación de sus márgenes.

Alteraciones en las características hidrodinámicas

Las alteraciones hidrodinámicas son los elementos antrópicos que alteran directamente el régimen de corrientes y mareas (p.e. emisarios submarinos, espigones, pantalanes, etc), es decir, los flujos de agua y sedimentos.

En la costa de Cantabria se han identificado un total de 23 elementos que alteran las características hidrodinámicas en las aguas costeras. De éstos, el mayor porcentaje corresponde a los espigones (56 %), seguidos de los emisarios (22 %) y, en menor medida, los pantalanes (9 %), puentes (9 %) y diques (4 %).

4 Referencias

CIFA, 2006. Zonificación Agro-Ecológica de Cantabria: Un estudio del potencial regional para el desarrollo de actividades agroganaderas, Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca, Gobierno de Cantabria, Santander, España.

CIMA, 2009. Vigilancia de las aguas litorales 2007-2008, Consejería de Medio Ambiente, Santander.

Dirección General de Costas, 2005. Inventario de los Sistemas Dunares de Cantabria, Ministerio de Medio Ambiente.

Dpto Ciencias de la Tierra y Física de la Materia Condensada, Litología de Cantabria, Santander.

FAO-UNESCO, 1988. Soil map of the world, Roma.

Fernández Prieto, J.A.& Loidi, J., 1984. Estudio de las comunidades vegetales de los acantilados costeros de la cornisa cantábrica. Documents phytosociologiques, VIII: 185-217.

Frochoso, M., González, R.& Lucio, A., 2002. Espacios Naturales de Cantabria. Creática Ediciones . Guías activas, Avilés.

Geomytsa, 1992. Plano de isopacas de sedimentos no consolidados. Dirección General de Costas.

GESHA, 2005. Plan de investigación integral para la caracterización y diagnóstico ambiental de los sistemas acuáticos de la Comunidad de Cantabria, Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Cantabria, Santander.

GESHA, 2008. Redacción del plan marco de gestión de los LICs costeros de la Comunidad Autónoma de Cantabria. , Gobierno de Cantabria. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad, Santander.

GESHA, 2009. Validación de la ROM 5.1. Calidad de las aguas litorales en áreas portuarias, mediante su aplicación piloto al puerto de Santander, Autoridad Portuaria de Santander. Ministerio de Fomento.

GIOC, 1990. The H2D long wave propagation model. Santander: Ocean & Coastal Research Group, University of Cantabria.

GIOC, 2006. Metodología para el cálculo de un índice de vulnerabilidad al fuel. Aplicación a la costa de Cantabria, Santander.

Gonzalez, S., 2003. Reserva Natural de las Marismas de Santoña y Noja. Fauna, Cantabria Territorio Natural. Los espacios naturales protegidos. El Diario Montañés, Santander.

ICANE, 2005. Censo Agrario de Cantabria, Instituto Cántabro de Estadística.

ICANE, 2009. Banco de Datos. Instituto Cántabro de Estadística.

INE, 1999. Censo Agrario. Instituto Nacional de Estadística.

INE, 2010. Base de Datos del Instituto Nacional de Estadística.

Juanes, J.A., Puente, A.& Ondiviela, B., 2009. Las zonas de transición. Puente entre tierra y mar In: Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino (Editor), Los Mares de España.

Loriente, E., 1996. La vegetación y la flora del gran arenal de Somo-Loredo, Botánica Cántabra, Santander.

MAPA, 2005. Orden APA/3228/2005, de 22 de Septiembre, por la que se hacen públicas las nuevas relaciones de zonas de producción de moluscos y otros invertebrados marinos en el litoral español. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Ministerio de Agricultura, 1988. Mapa de cultivos y aprovechamientos. Publicaciones agrarias pesqueras y alimentarias, Madrid.

Ministerio de Economía y Hacienda, 2009. Real Decreto 1918/2009, de 11 de diciembre, por el que se declaran oficiales las cifras de población resultantes de la revisión del padrón municipal referidas al 1 de enero de 2009. BOE, pp. 109453-109458.

Palacios, N.& Vega, J.J., 2000. La franja costera. Dunas, Fauna y Flora de Cantabria.

Preciado, I.& Puente, A., 2000. Las playas, rasas de rocas y pedreros In: El Diario Montañés (Editor), Fauna y Flora de Cantabria, Santander.

Puente, A., Ondiviela, B., Echávarri, B., Juanes, J.A.& García-Castrillo, G., 2004. Las Comunidades bentónicas de la bahía de Santander. Locustella, 2.

Puertos del Estado, 1995. ROM 04-95. Acciones Climáticas II: Viento". Puertos del Estado. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente.

Puertos del Estado, 2003. ROM 0.3. Recomendaciones para la Consideración de Variables Medioambientales. I: Oleaje, Corrientes, Mareas y demás Variaciones del Nivel del Agua.

Puertos del Estado, 2005. ROM 5.1. Calidad de las Aguas Litorales en Áreas Portuarias, Puertos del Estado, Madrid.

Revilla, J.A., Juanes, J.A., Ondiviela, B., García, A., García, A., Puente, A., Carranza, I., Guinda, X., Rojo, J., López, M., , 2005. ROM 5.1. Calidad de las Aguas Litorales en Áreas Portuarias. Ministerio de Fomento, Madrid, 136 pp.

Salas, L., 1993. Análisis de las variaciones climáticas holocenas en la región cantábrica, a partir de estudios palinológicos; influencia de la degradación diferencial del polen en las interpretaciones paleoclimática Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

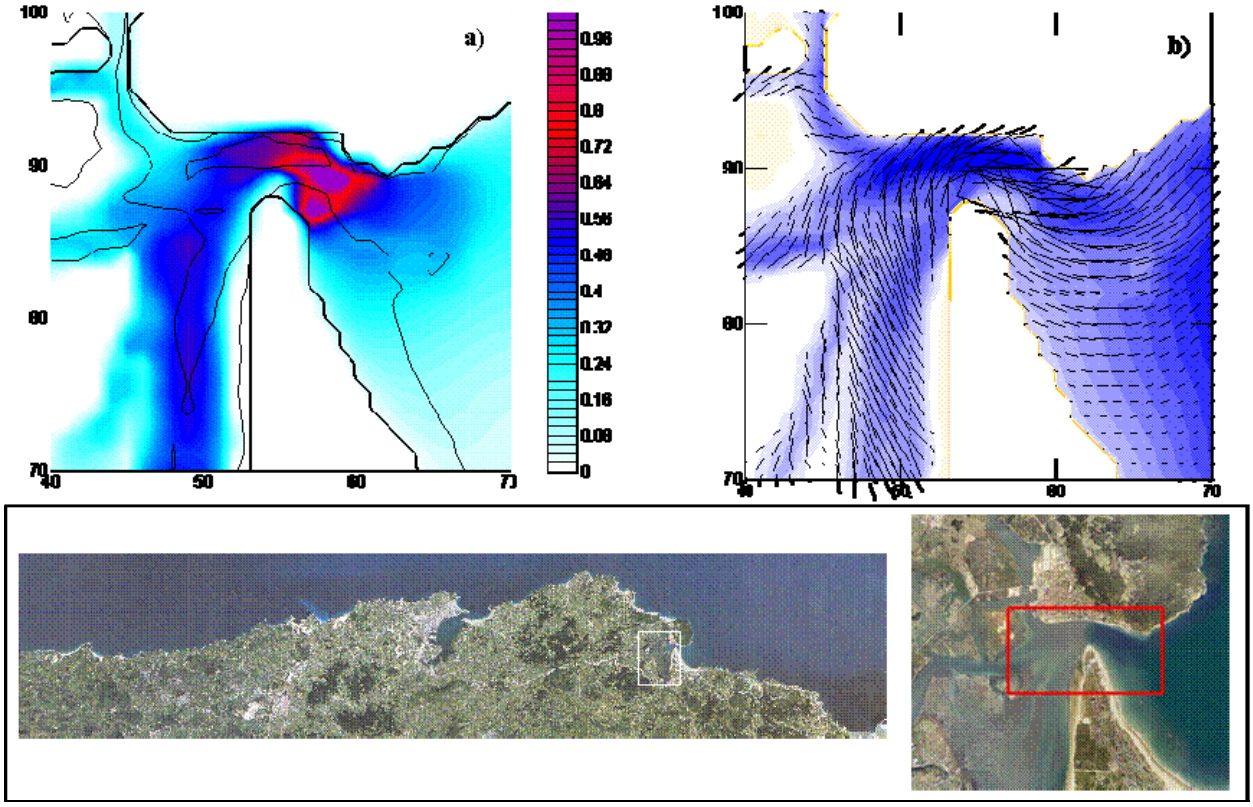
Sundberg, H., Tjarnlund, U., Akerman, G., Blomberg, M., Ishaq, R., Grunder, K., Hammar, T., Broman, D.& balk, L., 2005. The distribution and relative toxic potential of organic chemicals ina PCB contaminated Bay. Marine Pollution Bulletin, 50: 195-207.

Apéndice A
Datos hidrodinámicos de los estuarios

Introducción

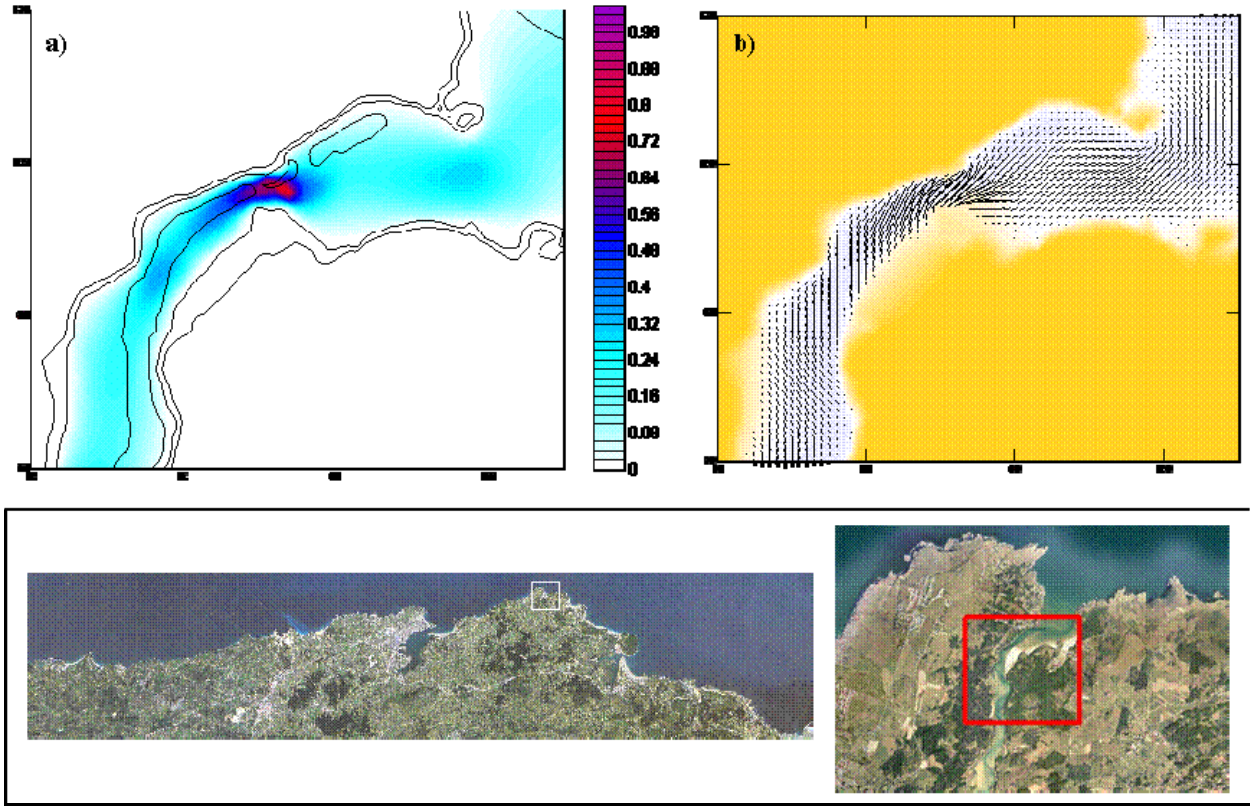
A continuación se presentan fichas con los datos hidrodinámicos de los principales estuarios de Cantabria: velocidad y dirección de la corriente en la bocana.

Figura A1. Velocidad y dirección de la corriente en la bocana del estuario de Santoña



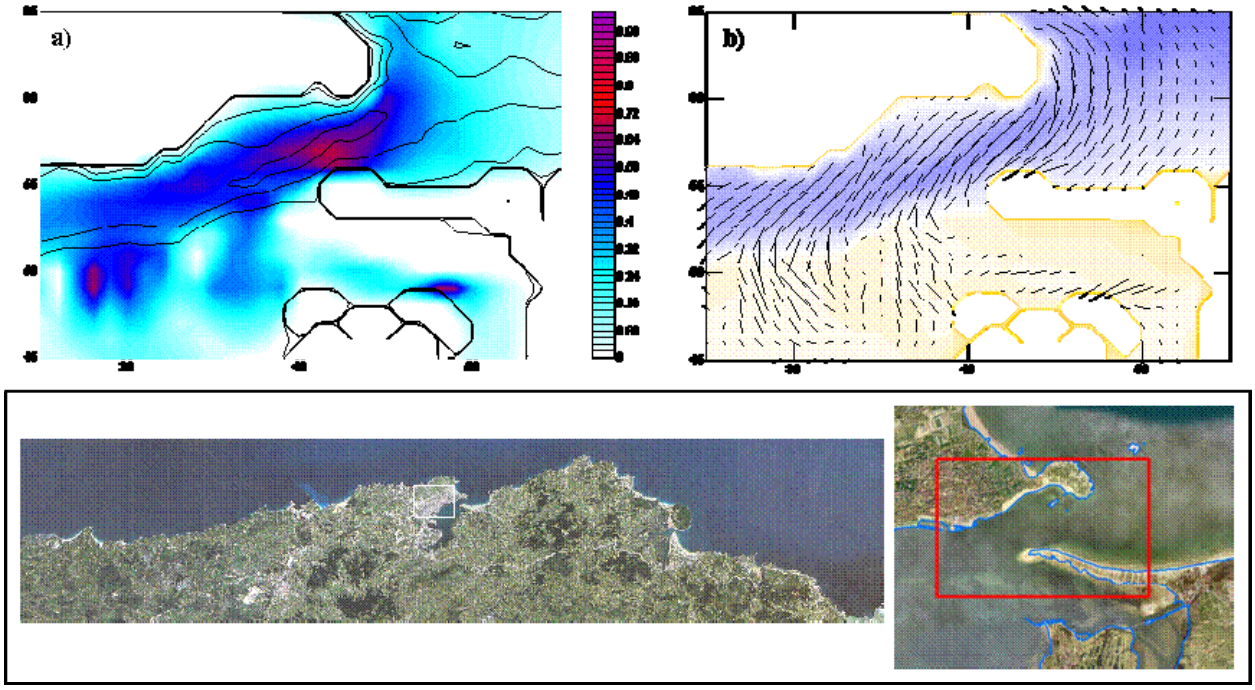
a) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de Santoña
b) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de Santoña

Figura A2. Velocidad y dirección de la corriente en la bocana de la ría de Ajo



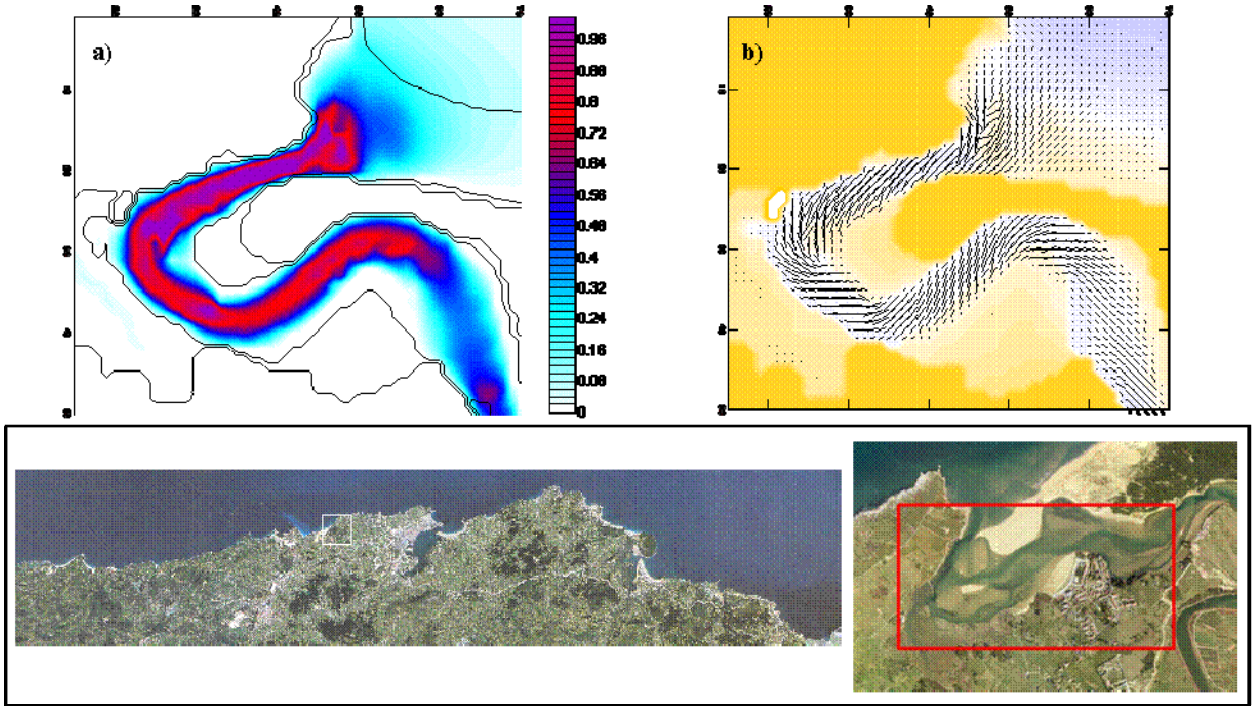
a) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de Ajo
b) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de Ajo

Figura A3. Velocidad y dirección de la corriente en la bocana de la Bahía de Santander



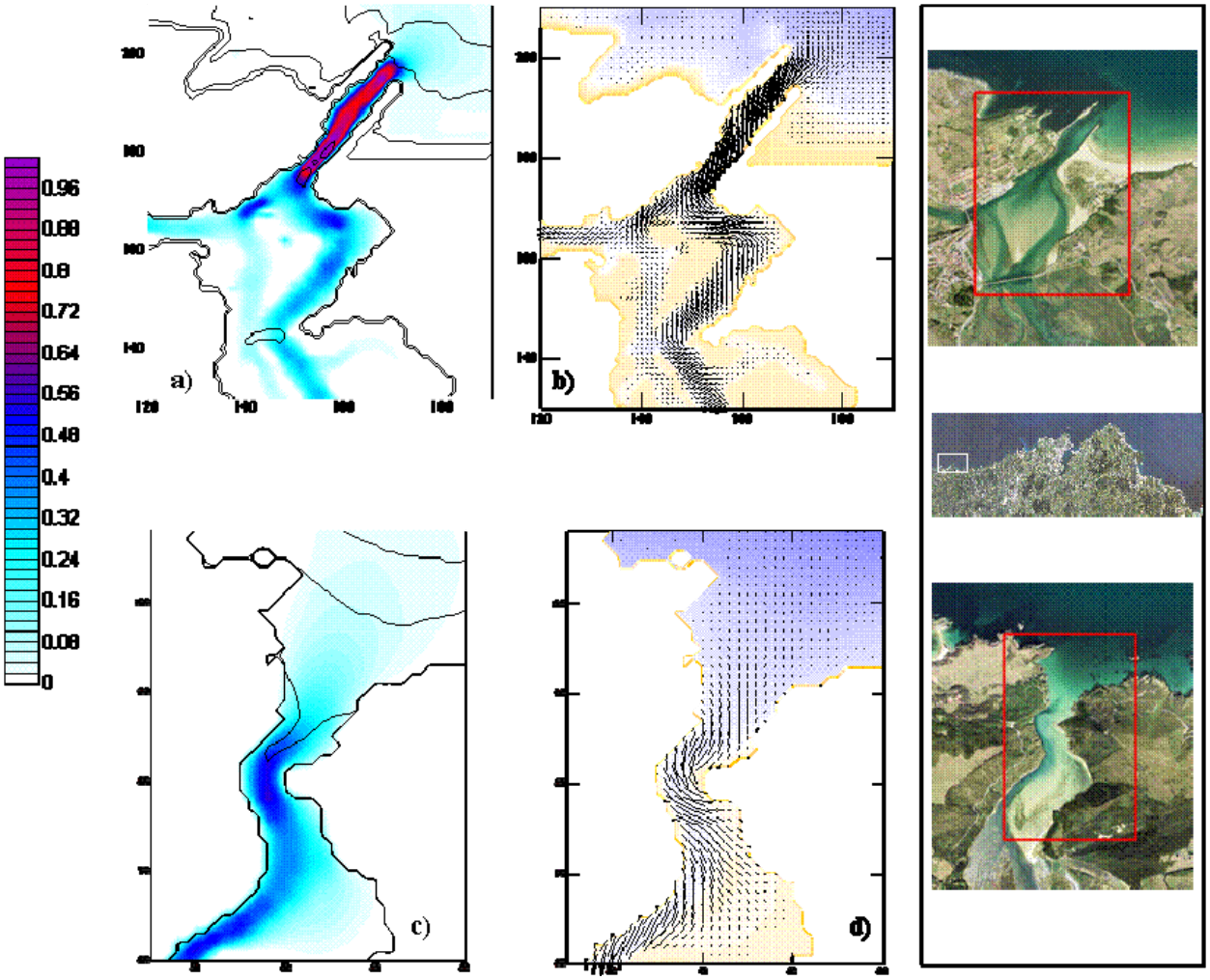
a) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de la Bahía de Santander
b) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de la Bahía de Santander

Figura A4. Velocidad y dirección de la corriente en la bocana del estuario de Mogro



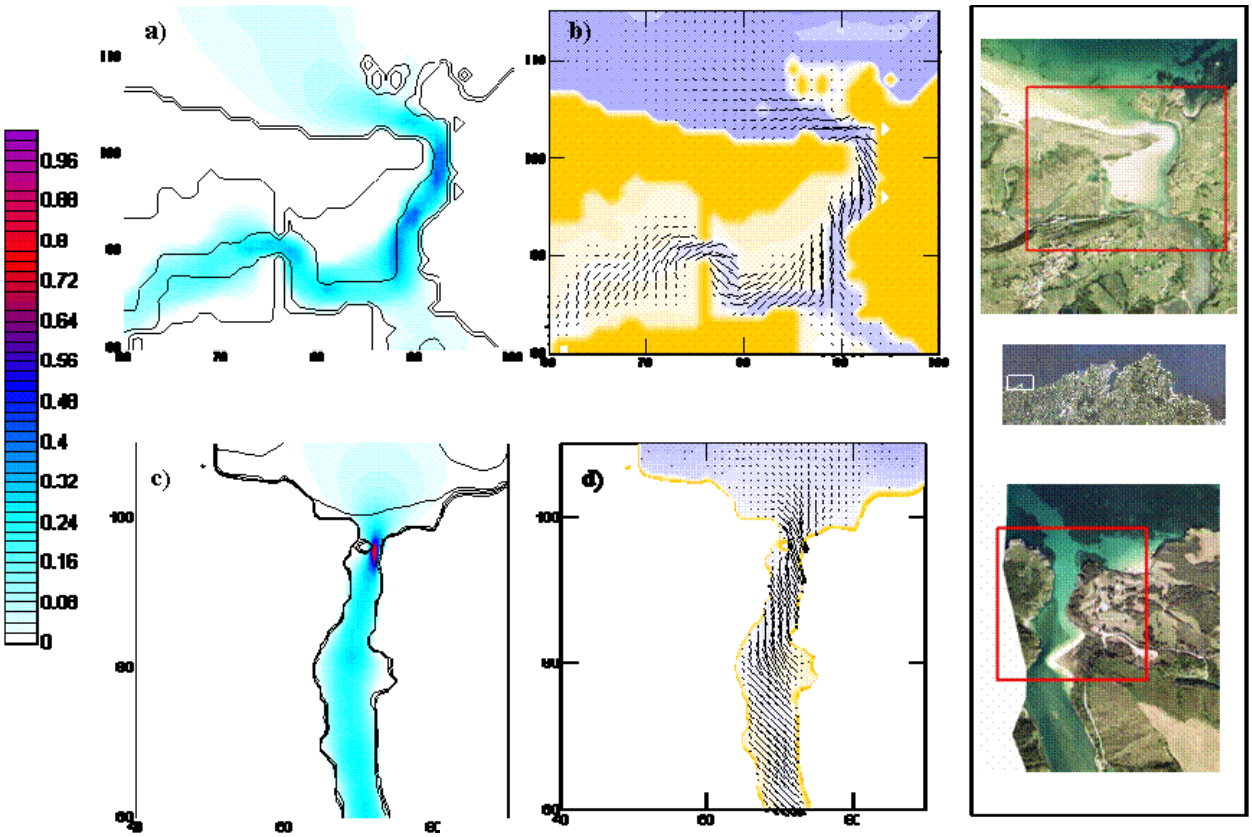
a) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de Mogro
b) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de Mogro

Figura A5. Velocidad y dirección de la corriente en la bocana de los estuarios de San Vicente y Tina Menor



a) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de San Vicente
b) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de San Vicente
c) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de Tina Menor
d) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de Tina Menor

Figura A6. Velocidad y dirección de la corriente en la bocana de los estuarios de Oyambre y Tina Mayor



a) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de Oyambre
b) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de Oyambre
c) Velocidades de la corriente en la bocana del estuario de Tina Mayor
d) Direcciones de la corriente en la bocana del estuario de Tina Mayor