

15

OS RÍOS GALEGOS (II): CALIDADE E BIODIVERSIDADE

- **Algas doceacuícolas**
- **Contaminación fluvial**
- **Restauración Ecolóxica**
- **O país dos cen mil ríos**

OS AUTORES

- **Xavier Amigo**. Laboratorio de Botánica. Facultade de Farmacia. Universidade de Santiago de Compostela.
- **Fernando Cobo Gradín**. Departamento de Biología Animal, Laboratorio de Hidrobiología. Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela.
- **Marcos A. González González**. Departamento de Biología Animal, Laboratorio de Hidrobiología. Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela.
- **Ricardo Ferreiro Sanjurjo**. Departamento de Biología Animal, Biología Vexetal e Ecoloxía. Universidade da Coruña.
- **Mª Carme López Rodríguez**. Departamento de Botánica. Facultade de Biología. Universidade de Santiago de Compostela.
- **Xurxo Mouriño**. Arcea Xestión de Recursos Naturais S.L. Vigo.
- **Joaquín Navarro Hevia**. Dr. Enxeñeiro de Montes. Prof. Hidroloxía Forestal (E.T.S.II.AA.). Universidade de Valladolid. Palencia.
- **Isabel Ruiz Bolaños**. Profesora de Enxeñaría Química. Universidade da Coruña.
- **Asier Sáiz Rojo**. Enxeñeiro de Montes. Xefe do Departamento de Medio Ambiente de Payd Ingenieros S.L. Palencia.
- **Xesús Santamarina Fernández**. Biólogo, Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galiza.
- **Antonio Presas García**. Xeógrafo, profesor do instituto Laxeiro de Lalín.
- **Manuel Soto Castiñeira**. Profesor de Enxeñaría Química. Universidade da Coruña.
- **Rufino Vieira Lanero**. Departamento de Biología Animal, Laboratorio de Hidrobiología. Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela.

ADEGA CADERNOS

Depósito Legal N.º: 1390/96 ISSN.: 1137-0262
Edita: Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza
Maquetación: Alberte SR
Coordinación: Manuel Soto e Celestino Quintela
Dirección: Manuel Soto Castiñeira
1º Edición Decembro de 2005



ADEGA,
Praza Camilo Díaz Valiño 15, 2ºA
15704 Santiago de Compostela
Teléfono e Fax: 981 57 00 99
adeganacional@adega.info
www.adega.info

Os artigos contidos neste caderno correspóndense cos relatorios do Curso "Os ríos galegos, unha ollada multidisciplinar", organizado polo Obradoiro Ambiental Oureol e a Federación Ecoloxista Galega (FEG) en abril de 2005 en Santiago de Compostela.

As ideas, afirmacións e posicionamentos vertidos polos autores en ADEGA CADERNOS son responsabilidade exclusiva dos mesmos. Permitida a reprodución, sempre que se cite a fonte. Editado en papel reciclado 100% para preservar os bosques, evitar a contaminación das celulosas e contribuír á reciclaxe do lixo.



A presente publicación conta cunha axuda da Secretaría Xeral de Investigación e Desenvolvemento da Xunta de Galicia

.. DE COLECCIÓN! ADEGA CADERNOS

MONOGRAFÍAS

Nº 1: MINICENTRAIS HIDROELÉCTRICAS - ENERXÍA EÓLICA

Nº 2: A ECONOMÍA E A ECOLOXÍA DO MEDIO MARIÑO

Nº 3: XESTIÓN DO LIXO: MUNHA ALTERNATIVA ECOLÓXICA AO PLANO DE SOGAMA

Nº 4: AGROECOLOXÍA NA GALIZA

Nº 5: TRANSPORTE E MEDIO AMBIENTE

Nº 6: A COMPOSTAXE DE RESÍDUOS

Nº 7: VACAS TOLAS E AGROECOLOXÍA NA GALIZA

Nº 8: ECONOMÍA E MEDIO AMBIENTE

Nº 9: PESCA SUSTENTÁBEL

Nº 10: MEDIO AMBIENTE LITORAL

Nº 11: AUGA E SUSTENTABILIDADE

Nº 12: DEPURACIÓN DE AUGAS RESIDUAIS

Nº 13:

Nº 14: OS RÍOS GALEGOS (I): CALIDADE E BIODIVERSIDADE

Nº 15: OS RÍOS GALEGOS (II): CALIDADE E BIODIVERSIDADE

Nº 16:

PRESENTACIÓN	5
1. O RÍO COMO ECOSISTEMA	9
Fernando Cobo Gradín e Rufino Vieira Lanero	
1.1. O HIDROSISTEMA FLUVIAL	9
1.2. DA CABECEIRA Á DESEMBOLCADURA	11
1.3. A CONTINUIDADE RÍO ABAIXO	12
1.4. O BENTOS	13
2. SOBRE A FLORA E A VEXETACIÓN DOS RÍOS DE GALIZA	15
Xavier Amigo	
2.1. INTRODUCCIÓN	15
2.2. A FLORA NOS RÍOS	16
2.3. A FLORA AMEAZADA	19
2.4. A VEXETACIÓN DOS RÍOS	24
2.5. CONSERVACIÓN	29
3. MACROINVERTEBRADOS DOS RÍOS GALEGOS: BIODIVERSIDADE E VALOR DE CONSERVACIÓN	31
Marcos A. González González y Fernando Cobo Gradín	
3.1. OS ESTUDOS LIMNOLÓXICOS	31
3.2. A FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS DOS RÍOS GALEGOS	32
3.3. CORENTA E TRES ESPECIES NOVAS PARA A CIENCIA	33
3.4. CAUSAS DE ALTERACIÓN	35
3.5. CONCLUSIÓN	36
4. RÉPTILES, AVES E MAMÍFEROS DOS RÍOS DE GALIZA	37
Xesús Santamarina Fernández	
4.1. VERTEBRADOS NA FRANXA RIPARIA	37
4.2. VERTEBRADOS QUE DEPENDEN ESTREITAMENTE DO PROPIO CURS FLUVIAL	38
4.3. ESPECIES PREDADORAS DE VERTEBRADOS FLUVIAIS	39
4.4. ESPECIES DE HÁBITOS HERBÍVOROS LIGADAS AOS RÍOS	40
4.5. AMEZAS PARA A COMUNIDADE DE VERTEBRADOS LIGADA AOS RÍOS GALEGOS	40
5. DECLIVE DOS ANFIBIOS NOS RÍOS GALEGOS	43
Ricardo Ferreiro Sanjurjo	
5.1. INTRODUCCIÓN	43
5.2. O DECLIVE GLOBAL DOS ANFIBIOS	43
5.2.1. O declive global dos anfibios	43
5.2.2. Características de sensibilidade ambiental dos anfibios	44
5.3. CAUSAS PRINCIPAIS IDENTIFICADAS DO DECLIVE DOS ANFIBIOS	46
5.3.1. Destrución ou alteración do hábitat	46
5.3.2. Uso de compostos químicos agrícolas	48
5.3.3. Contaminación atmosférica	48
5.3.4. Morte directa polo home	49
5.3.5. Enfermidades infecciosas emerxentes	50
5.3.6. Interaccións	50
5.4. EFECTO DO DECLIVE DOS ANFIBIOS NOS ECOSISTEMAS	50
5.5. SITUACIÓN DOS ANFIBIOS EN GALIZA	51
5.6. CONCLUSIÓN	52
6. ESPECIES INVASORAS DOS RÍOS GALEGOS	55
Xurxo Mouriño	
6.1. INTRODUCCIÓN	55
6.2. A PROBLEMÁTICA DAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS	55
6.2.1. Características xerais das especies invasoras	56

6.2.2. Recoñecemento da problemática das especies invasoras	57
6.2.3. Protocolo xeral de actuacións sobre especies invasoras	58
6.3 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DOS RÍOS GALEGOS	59
6.3.1. Flora vascular exótica e invasora dos ríos galegos	59
6.3.2. Fauna exótica e invasora dos ríos galegos	61
6.4. CONCLUSIÓN	64

PARTE II (ADEGA CADERNOS Nº 15)

7. ALGAS DOCEACUÍCOLAS NOS RÍOS DE GALIZA **5**

Mª Carme López Rodríguez

7.1. INTRODUCCIÓN	5
7.2. REPRESENTACIÓN DOS PRINCIPAIS GRUPOS DE ALGAS NOS RÍOS GALEGOS	6
7.3. CARACTERÍSTICAS DOS PRINCIPAIS GRUPOS DE ALGAS DOCEACUÍCOLAS	7
7.4. AS ALGAS COMO INDICADORES DA CALIDADE DAS AUGAS	10
7.4.1. Utilización de diatomeas para a valoración da calidade das augas continentais	11
7.4.2. O índice diatómico	11
7.4.3. Estudos do índice diatómico nos ríos galegos	12
7.5. CONCLUSIÓN	14

8. CONTAMINACIÓN FLUVIAL **15**

Manuel Soto e Isabel Ruiz

8.1. INTRODUCCIÓN	15
8.2. CONTAMINANTES E O SEU IMPACTO NOS RÍOS	16
8.2.1. Os contaminantes mais comúns	16
8.2.2. Substancias tóxicas	20
8.3. A CALIDADE DAS AUGAS. DEPURACIÓN	24
8.3.1. A Calidade exixíbel ás augas naturais	24
8.3.2. Directiva europea sobre depuración e vertido de augas residuais urbanas e industriais	26
8.3.3. Normativa europea sobre o controle de substancias perigosas na auga	27
8.3.4. Evolución da depuración no ámbito europeo	28
8.4. A CONTAMINACIÓN NOS RÍOS GALEGOS	31

9. MÉTODOS DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FLUVIAIS **37**

Asier Sáiz Rojo e Joaquín Navarro Hevia

9.1. INTRODUCCIÓN	37
9.2. VEXETACIÓN SOA OU COMBINADA CON MATERIAIS CONSTRUTIVOS PARA O CONTROL DA EROSIÓN SUPERFICIAL	39
9.3. VEXETACIÓN SOA OU CON MATERIAIS CONSTRUTIVOS PARA O CONTROL DA EROSIÓN SUPERFICIAL E A ESTABILIZACIÓN	40
9.4. MATERIAIS CONSTRUTIVOS CON VEXETACIÓN PARA A ESTABILIZACIÓN	43
9.5. OUTROS MÉTODOS DE CONTROLE DA EROSIÓN E A ESCORRENTÍA	44

10. GALIZA, O PAÍS DOS CEN MIL RÍOS **47**

Antonio Presas García

10.1. INTRODUCCIÓN	47
10.2. OBXECTIVOS	48
10.3. ANTECEDENTES	48
10.4. METODOLOXÍA	49
10.5. A REDE FLUVIAL GALEGA	50
10.5.1. Agrupacións fluviais	50
10.5.2. Xerarquización das redes fluviais	52
10.5.3. A rede fluvial do río Arnego como exemplo paradigmático	54
10.5.4. Extensión dos resultados do Arnego ao conxunto de Galiza	55
10.6. CONCLUSIÓN	57

7. ALGAS DOCEACUÍCOLAS NOS RÍOS DE GALIZA

M^a Carme López Rodríguez

7.1. INTRODUCCIÓN

As algas son un grupo moi diverso de plantas fotosintéticas carentes de raíces, tallos e follas, e de sistema vascular, que teñen clorofila a como pigmento primario fotosintético, e un amplo rango de estratexias reprodutivas: desde simple división asexual até formas complexas de reprodución sexual.

As algas viven practicamente en todos os medios, aínda que maioritariamente encóntranse en hábitats acuáticos, pero desenvólvense tamén no solo, sobre a neve e o xeo soportando as temperaturas máis extremas. Nos ecosistemas acuáticos, as algas son os produtores primarios máis importantes e a base da cadea alimentaria.

En medios doceacuícolas como son os ríos, lagos, encoros, etc, o termo “alga” pódese asignar principalmente a organismos microscópicos, na súa maioría unicelulares ou filamentosos, algúns dos cales asóciáanse formando colonias e alcanzando dimensións visíbeis a simple vista como diminutas partículas verdosas, pardas ou negrallentas. No medio mariño, polo contrario, o que máis destaca cando nos acercamos ás costas galegas en marea baixa, é a grande exuberancia vexetal debida ás algas macroscópicas, aínda que neste medio a representación de algas microscópicas tamén é elevada.



a)



b)

Figura 7.1. a) Algas doceacuícolas, b) Algas mariñas

En ríos e lagos as algas son maiormente organismos microscópicos, unicelulares ou filamentosos, que forman colonias e alcanzan dimensións visíbeis como diminutas partículas verdosas, pardas ou negrallentas. No medio mariño, polo contrario, destaca a exuberancia vexetal das algas macroscópicas

A clasificación de Van den Hoek & al. (1995) permite diferenciar 11 divisións dentro das algas, pero de todas elas pódense considerar como as máis abundantes en auga doce as seguintes: Cyanophyta (coñecidas como cianofíceas ou cianobacterias), Heterokontophyta (especialmente a clase Bacillariophyceae, coñecida como diatomeas) e Chlorophyta (ou algas verdes). Rhodophyta (algas vermellas) e Dinophyta (dinoflaxelados) comprenden representantes maioritariamente mariños, e só se encontran en auga doce entre o 5 e o 10% respectivamente. Euglenophyta inclúe basicamente algas doceacuícolas, pero con pouca representación, ao menos en Galiza. Os grupos que presentan unha maior biomasa son as cianofíceas, diatomeas, algas vermellas e algas verdes.

As algas bentónicas (aquelas que viven fixas a un substrato) doceacuícolas, foron intensamente estudadas desde principios do século pasado, pero é nos últimos anos cando este estudo se foi incrementando debido ao recoñecemento de que estas algas bentónicas son indicadores ideais da calidade da maioría dos sistemas acuáticos.

7.2. REPRESENTACIÓN DOS PRINCIPAIS GRUPOS DE ALGAS NOS RÍOS GALEGOS

O catálogo florístico das algas nos ríos galegos comprende aproximadamente un total de 987 especies que se distribúen do seguinte modo:

Cyanophyta (cianofíceas): 195

Rhodophyta (algas vermellas): 6

Heterokontophyta:

Xanthophyceae: 11

Chrysophyceae: 18

Bacillariophyceae (diatomeas): 259

Cryptophyta: 3

Dinophyta (dinoflaxelados): 15

Euglenophyta (euglena): 26

Chlorophyta (clorófitos): 454

Estas cifras foron recompiladas dos traballos publicados polos seguintes autores: Bescansa (1907, 1908) Margalef (1955, 1956), Varela (1976), Ector (1992), Noguerol (1993), Rifón (1995), Temes (1999), Da Peña (2003), López Rodríguez & Penalta (2004).

Aos efectos deste artigo, os ríos galegos estudados en cada provincia son os seguintes:

- Lugo: Masma, Ouro, Landro e Sor.

- A Coruña: Mera (Lourido), Xubia, Eume, Mero (Barcés), Mandeo, Anllóns, Tambre, Dubra, Furelos e Ulla.

- Pontevedra: Deza, Umia, Lérez e Oitavén.

- Ourense: Miño e ríos do Macizo Central Galego (Serra de Invernadoiro: ríos Ribeira Pequena, Ribeira Grande, Corgo das Cembas, Corgo da Ortiga, Rebolíñas; Serra de Chandrexa de Queixa: ríos Tornos e Palleiras; Serra de Manzaneda: ríos San Lázaro, Conso, Requeixo, Cenza e O Caneiro).



7.3. CARACTERÍSTICAS DOS PRINCIPAIS GRUPOS DE ALGAS DOCEACUÍCOLAS

Podemos destacar algunhas características morfolóxicas e ultraestruturais como o tipo de pigmento, que nos permiten diferenciar os principais grupos de algas entre si. A continuación abordamos a descrición dos seguintes grupos ou clases: Cyanophyta, Rhodophyta, Bacillariophyceae, Dinophyta, Euglenophyta, e Chlorophyta.

Cyanophyta (=Cyanobacteria)

As cianofíceas están relacionadas coas eubacterias por posuer características comúns respecto ás paredes celulares, pero por outro lado presentan características que as relacionan co resto das algas eucariotas, como son a presenza de clorofila *a* e a realización de fotosíntese aeróbica con desprendemento de oxíxeno.

No grupo das cianofíceas inclúense algas microscópicas, unicelulares, cenobiais ou filamentosas. Os filamentos poden ser moi numerosos, estar aglutinados por mucílago e formar costras sobre o substrato que poden ser visíbeis a simple vista. Á diferenza das bacterias, nas cianofíceas nunca aparecen células flaxeladas en ningunha fase do seu ciclo vital. As cianofíceas teñen cor azul ou verde azulada debido aos pigmentos accesorios ficocianina e ficoeritrinas, que enmascaran a cor verde da clorofila *a*.

A división Cyanophyta comprende arredor de 150 xéneros e 2000 especies coñecidas. Atópanse nos hábitats máis diversos: en auga doce, no mar, en solos húmidos, e incluso en lugares inhóspitos como glaciares, desertos e fontes termais. Aa maioría viven en auga doce. Poden ser epilíticas, endolíticas, planctónicas, ou bentónicas.

Entre as cianofíceas encontradas nos ríos galegos podemos mencionar *Nostoc hatei*, *Tolypotrix distorta*, *Anabaena inaequalis*, *Chroococcus minutus*, *Cylindrospermum licheniforme*, etc. Este grupo de cianófitas é o terceiro en abundancia e supón case o 20 % da flora ficolóxica dos ríos galegos.

*Nos últimos anos
recoñeceuse que as
algas bentónicas son
indicadores ideais da
calidade da maioría
dos sistemas acuáticos*

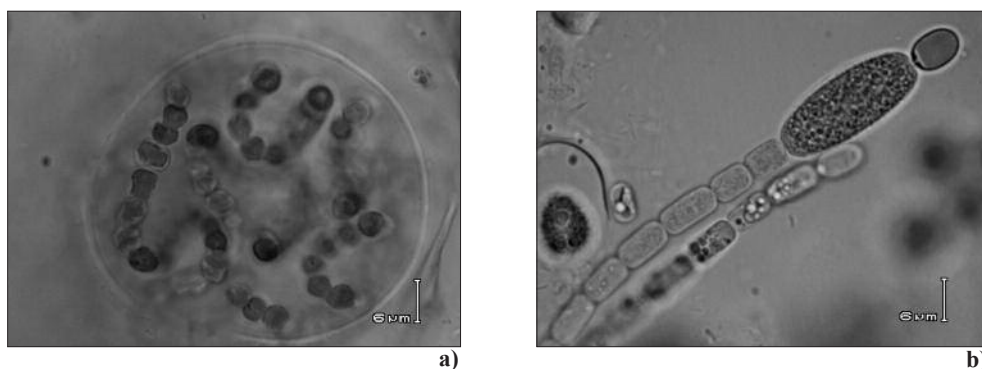


Figura 7.2. Exemplos de cianofíceas: a) *Nostoc hatei*, b) *Cylindrospermum alatosporum*

Rhodophyta (algas vermellas)

Son algas maiormente mariñas (95%), a excepción dunhas poucas que son doceacuícolas. Coñécense aproximadamente unhas 6500 especies distribuídas en 500-600 xéneros, e destes só 20 cunhas 150 especies son de auga doce.

As rodófitas son algas na súa maioría filamentosas ou de estrutura máis complexa, raramente unicelulares. Os cloroplastos unicamente presentan clorofila *a*, pero a cor verde está enmascarada pola ficoeritrina, o que lles confire a típica cor que vai



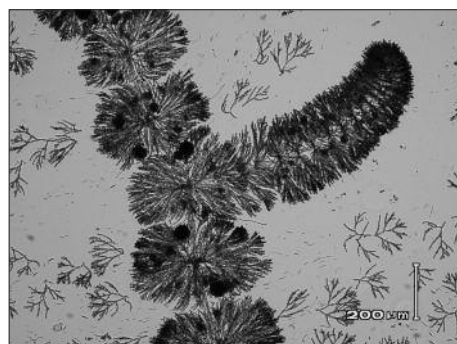
O catálogo florístico das algas nos ríos galegos comprende aproximadamente un total de 987 especies, distribuídas en nove grupos ou clases

do vermello ao granate ou violeta. Non hai células móbiles nesta división e a reprodución sexual é complexa.

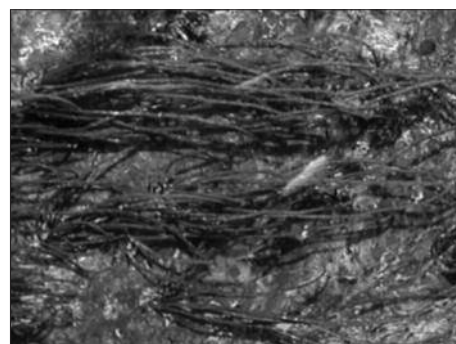
As algas vermellas son bentónicas e están fixas ao substrato mediante filamentos ou discos fixadores, aínda que tamén as hai epífitas sobre outras algas.

A maioría das rodófitas de auga doce aparecen en augas correntes de regos e ríos pequenos ou medianos. Estas condicións favorecen probabelmente a este grupo de algas xa que lles permite un continuo aprovisionamento de nutrientes e gases.

Exemplos de rodófitas doceacuícolas nos ríos galegos témolos en *Batrachospermum gelatinosum*, *Audouinella hermanii* e *Lemanea fluviatilis*. As rodófitas constitúen o grupo minoritario dentro da totalidade das algas dos ríos galegos, con aproximadamente un 0.6 %.



a)



b)

Figura 7.3. Exemplos de rodófitas doceacuícolas nos ríos galegos: a) *Batrachospermum gelatinosum*, b) *Lemanea fluviatilis*

Heterokontophyta

Esta división agrupa a 9 clases de algas que presentan unha serie de características comúns, entre elas, a máis aparente e que lles dá nome é a de posuír, nalgún momento do ciclo vital, células con flaxelos heterocontos, é dicir, distintos. Ademais, os cloroplastos conteñen clorofila *a* e *c*, e pigmentos accesorios de cor parda-dourada que enmascaran as clorofilas verdes.

Dentro das heterocontófitas doceacuícolas destaca pola súa abundancia tanto en medios mariños como doceacuícolas, a clase Bacillariophyceae, coñecida comunemente como diatomeas, que se caracteriza polas súas formas unicelulares e solitarias, aínda que algunhas se poden reunir en colonias. Cada célula está encerrada nun tipo único de parede celular que é silíceo e ten a forma dunha caixa coa súa tapa. Esta estrutura chámase frústulo. Segundo a forma e planos de simetría do frústulo podemos distinguir dúas ordes de diatomeas: centrais (simetría radial) e pennais (simetría bilateral).

As diatomeas, amplamente distribuídas nos hábitats acuáticos mariños e de auga doce, son as maiores responsábeis da produtividade primaria. Hai uns 250 xéneros con unhas 15000 especies. As diatomeas supoñen o 26 % da totalidade das algas doceacuícolas dos ríos galegos.

Dinophyta (dinoflaxelados)

A maioría dos dinoflaxelados son organismos unicelulares con un flaxelo nun suco transversal rodeando a célula e outro flaxelo nun suco lonxitudinal. Presentan

clorofila a e c pero os cloroplastos son marróns xa que as clorofilas verdes están enmascaradas por pigmentos accesorios β -caroteno e xantofilas.

Son organismos moi abundantes no medio mariño (o 90%) e só o 10 % son doceacuículas. En total coñécense 130 xéneros con 1500 especies. Un exemplo doceacuícola é *Gymnodinium* sp. Os dinoflaxelados supoñen unicamente o 1.5% da totalidade das algas doceacuículas dos ríos galegos.

Euglenophyta

Comprende formas unicelulares de cor verde intensa, debido á presenza de clorofilas a e b, igual que nas algas verdes. As células presentan movemento debido á presenza de dous flaxelos. Tamén presentan un fotorreceptor, e unha mancha ocular de cor vermella debido aos carotenos. Coñécense unhas 1000 especies e 40 xéneros, que viven na súa maioría en augas doces. As especies de *Euglena* desenvólvense especialmente en augas estancadas ou pequenas charcas eutróficas. Debido á súa multiplicación masiva, a auga coloréase de verde. As euglenófitas supoñen aproximadamente o 2.6% da totalidade das algas doceacuículas dos ríos galegos.

As diatomeas son as maiores responsábeis da produtividade primaria. Hai uns 250 xéneros con unhas 15.000 especies. Supoñen o 26 % da totalidade das algas dos ríos galegos

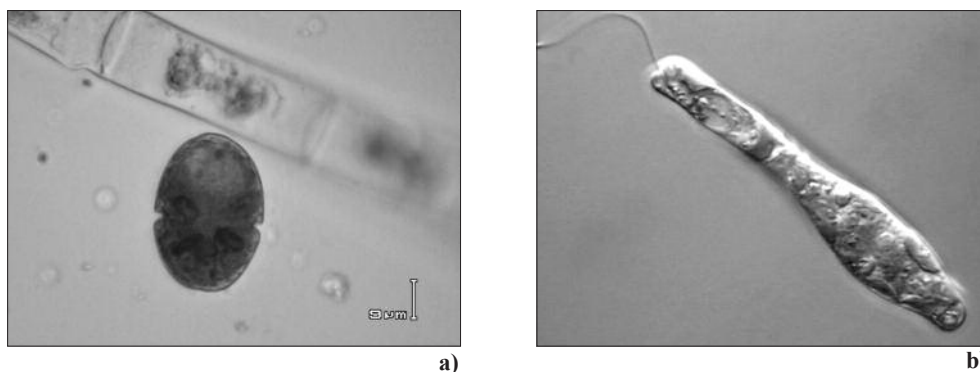


Figura 7.4. Exemplos de dinófitas (a: *Gymnodinium uberrimum*) e euglenófitas (b: *Euglena gracilis*)

Chlorophyta (algas verdes)

División constituída por organismos unicelulares e coloniais planctónicos, pero tamén formas unicelulares o multicelulares que viven no bentos unidas a rochas (epilíticas) ou a outras plantas (epifíticas). Algunhas son macroscópicas e outras son filamentosas ou con estruturas de organización máis complexa. As células móbiles teñen xeralmente 2 ou 4 flaxelos de igual lonxitude e son lisos. Os cloroplastos son de cor verde brillante xa que as clorofilas non están enmascaradas por pigmentos accesorios. Presentan clorofila a e b, as mesmas que nas plantas superiores. A división contén arredor de 500 xéneros e 8000 especies. Unha grande parte viven en auga doce, outras son mariñas e terrestres.

Como exemplos de clorófitas doceacuículas nos ríos galegos podemos mencionar *Ankistrodesmus fusiformis*, *Closterium tumidum*, *Cosmarion anceps*, *Draparnaldia glomerata*, *Microspora tumidula*, *Oedogonium plagiotomum*, etc. As clorófitas constitúen case a metade (46%) das algas dos ríos galegos, sendo por tanto, o grupo máis numeroso.

7.4. AS ALGAS COMO INDICADORES DA CALIDADE DAS AUGAS

Na actualidade, a normativa europea vixente exige o uso de todos os indicadores biolóxicos (macroinvertebrados, fitobentos, peixes, etc) en estudos de calidade



**As clorófitas, co 46%,
constitúen o grupo
máis numeroso das
algas dos ríos galegos**

medioambiental de sistemas fluviais, e obriga incluso a establecer medidas de restauración do punto estudado se algún dos indicadores non se axusta aos niveis adecuados. En Europa, a utilización de diatomeas bentónicas como bioindicadoras biolóxicas xeneralizouse para o diagnóstico da contaminación e foron estudadas en numerosos ríos europeos (Alemaña, Bélxica, Franza, Inglaterra, Luxemburgo, Portugal), co fin de por a punto índices de calidade e facer seguimentos dos niveis de contaminación.

Perona & al. (1998) realizaron estudos na comunidade de Madrid sobre a distribución de comunidades de cianofíceas en relación con cambios na concentración de nutrientes na auga (principalmente fósforo). Estes estudos revelan unha diminución da súa riqueza específica, abundancia e diversidade alí onde existen altos niveis de nutrientes na auga, así como variacións na estrutura da comunidade (biomasa, composición específica...). Estes investigadores propoñen a este grupo de algas como unha ferramenta alternativa para valorar os cambios na calidade da auga.

As algas vermellas tamén constitúen outro grupo indicador das condicións ambientais. Neste caso, a súa presenza no medio reflíte boas condicións, xa que se consideran indicadoras de medios non contaminados (Kumano, 2002).

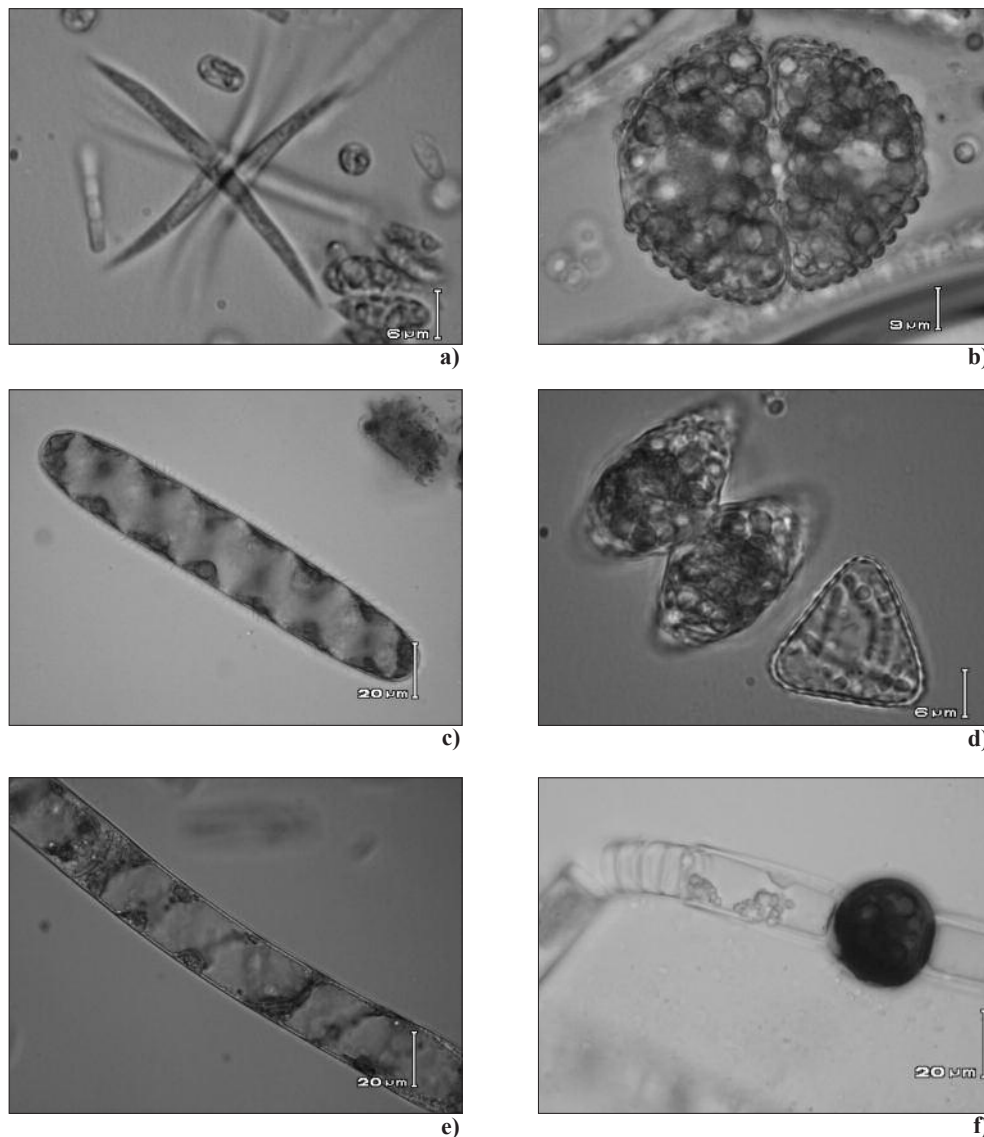


Figura 7.5. Clorófitas: a) *Ankistrodesmus fusiformis*, b) *Cosmarion* sp., c) *Spirotaenia condensata*, d) *Staurostrum punctulatum*, e) *Spyrogira* sp., f) *Oedogonium varians*

7.4.1. Utilización de diatomeas para a valoración da calidade das augas continentais

Os métodos biolóxicos de estimación da calidade das augas continentais utilizando diatomeas, ou ben macroinvertebrados, son un complemento indispensábel dos métodos de análise físico-químicos.

As diatomeas bentónicas teñen unha serie de características que as fan moi adecuadas para a bioindicación da calidade das augas continentais. Estas características son as seguintes:

- Posúen pequena talla, o que permite unha mostraxe cualitativa simple e rápida, particularmente das poboacións epilíticas.

- Son as algas máis abundantes en ecosistemas fluviais, cunha ampla distribución xeográfica. Son produtores primarios na cadea trófica alimentaria

- Posúen gran diversidade taxonómica, o que se reflite en que son capaces de colonizar todo tipo de medios, incluso os fortemente contaminados. Isto permite encontrar unha flora característica e moi variada destas microalgas en ambientes moi diferentes, debido a causas naturais ou a procesos de contaminación.

- Responden rapidamente ás variacións ambientais polo que son especialmente útiles para detectar contaminacións descontinuas.

- Están presentes en todas partes, desde o nacemento dos ríos até a desembocadura, tanto en augas ácidas como en augas calcarias, o que implica gran facilidade para colonizar ambientes de condicións extremas: desde medios moi contaminados até ríos de alta montaña.

- Os frústulos consérvanse nos sedimentos e informan do hábitat de tempos pasados (se se encontran en sedimentos sen perturbar: sistemas lóticos como encoros ou deltas). As mostras debidamente preparadas e fixadas, pódense conservar permanentemente, o que nos permite utilizalas máis adiante en novos estudos taxonómicos, revisar identificacións, capturar imaxes dixitais, dispor de mostras de referencia, etc.

As diatomeas bentónicas teñen unha serie de características que as fan moi adecuadas para a bioindicación da calidade das augas continentais

7.4.2. O índice diatómico

Existen numerosos índices para valorar a calidade das augas utilizando diatomeas, e a maioría baséanse na fórmula de Zelinka e Marvan (1961).

$$ID = \frac{\sum_{j=1}^n S_j V_j A_j}{\sum_{j=1}^n V_j A_j}$$

na que:

A_j é a abundancia relativa da especie j

S_j é o valor de sensibilidade da especie j , varía entre 1 (as máis resistentes) e 5 (as máis sensíbeis)

V_j é o valor indicador da especie, varía entre 1 (as máis ubicuas) e 3 (as máis características)

$n = n^\circ$ total de xéneros de diatomeas



En función do valor obtido podemos clasificar bioloxicamente as mostras en 6 clases de valores:

ID > 4.5: Calidade biolóxica óptima, contaminación nula.

ID 4-4.5: Lixeiro desequilibrio biolóxico, polución lixeira.

ID 3.5-4: Desequilibrio máis marcado, regresión das especies máis sensíbeis, contaminación moderada ou eutrofización.

ID 3-3.5: Igual que no caso anterior, pero cunha contaminación media ou eutrofización acentuada.

ID 2-3: Dominancia de especies resistentes, regresión forte ou desaparición total de especies sensíbeis (diversidade reducida), contaminación forte.

ID 1-2: Forte dominancia dalgunhas especies resistentes, diversidade mínima (desaparición de numerosas especies), contaminación moi forte.

7.4.3. Estudos do índice diatómico nos ríos galegos

En Galiza, Ector (1992) realizou o primeiro estudo utilizando as diatomeas para valorar a calidade da auga, en 19 puntos de mostraxe situados nos ríos de Galiza-Costa. Esta demarcación comprende todas as bacías hidrográficas dos ríos que discorren integramente por territorio da comunidade autónoma galega, é dicir todos os ríos comprendidos entre o río Eo e o río Miño. Ector (*op.cit.*) seleccionou o índice IPS (índice de polusensibilidade) para os ríos galegos, porque tanto en Galiza como en ríos de Europa dan os mellores resultados en comparación cos datos físico-químicos. O IPS define a autoecoloxía de máis de 1500 taxons, é dicir, a maioría das especies de diatomeas bentónicas que se poden encontrar nas augas correntes de Galiza. Este índice considera, para cada especie, a súa abundancia relativa, a sensibilidade á contaminación, e un valor indicador.

Previo ao cálculo dos índices realízanse preparacións microscópicas cos frústulos das diatomeas e cóntanse 400 individuos por mostra. Ector (*op.cit.*) obtén os seguintes resultados tras o estudo das estacións da rede de aforos nos ríos galegos e o cálculo do índice diatómico:

No ámbito de Galiza-Costa, os 4 ríos máis contaminados eran o Masma, o Xubia, o Anllóns e o Umia:

- O río Masma, que presenta contaminación forte en verán e moderada na primavera. Parece afectado polos vertidos da vila de Mondoñedo.

- No río Xubia obsérvase contaminación moderada en verán debida aos vertidos orgánicos dunha fábrica de conservas situada máis arriba da estación de mostraxe.

- O río Anllóns presenta contaminación forte en verán e moderada en primavera. Está contaminado até a súa desembocadura polos vertidos urbanos e industriais de Carballo. As poboacións de diatomeas clasifican as súas augas entre forte e medianamente contaminadas.

- O río Umia ten contaminación moderada en verán. A estación está situada no medio da vila de Caldas de Reis.

Con contaminación intermedia destacan os ríos Landro, Ouro, Mero e Mandeo. O resto dos ríos estudados presentan unha excelente calidade biolóxica. Entre estes está o río Lérez, que non ten ningún foco importante de contaminación antes de Pontevedra. En Campo Lameiro a calidade biolóxica das súas augas é excelente.

No ámbito de Galiza-Costa, os ríos máis contaminados eran o Masma, o Xubia, o Anllóns e o Umia, seguidos dos ríos Landro, Ouro, Mero e Mandeo con contaminación intermedia



Un estudo máis recente (Da Peña 2003) dos ríos Anllóns, Mero, Tambre e Sar indican o seguinte: En canto ao río Tambre, os datos químicos indican unha calidade da auga boa, coas menores concentracións de variábeis indicadoras de eutrofización, contaminación orgánica e contido iónico. O río Mero presenta calidade de auga intermedia con mellor calidade despois do encoro de Cecebre. Anllóns e Sar estarían afectados por vertidos procedentes de áreas urbanas, sobre todo o Anllóns despois de Carballo, e Sar despois da estación depuradora de augas residuais de Santiago de Compostela. As estacións emprazadas en lugares non afectados por contaminación están dominadas por especies sensíbeis a esta como é o caso de *Achnanthes minutissima*. A influencia da eutrofización e a contaminación orgánica sobre a comunidade de diatomeas vese reflectida por un dominio de especies tolerantes á contaminación como *Navicula minima* ou *Gomphonema parvulum*.

Comparando os resultados de Da Peña (2003) cos de Ector (1992), vemos que os ríos Anllóns e Sar seguen presentando unha calidade das augas mala, debido á eutrofización e contaminación orgánica. O río Mero presenta unha calidade da auga intermedia, e o río Tambre segue sendo un río cunha boa calidade da auga.

En 2003, os ríos Anllóns e Sar seguen presentando unha calidade das augas mala, debido á eutrofización e contaminación orgánica

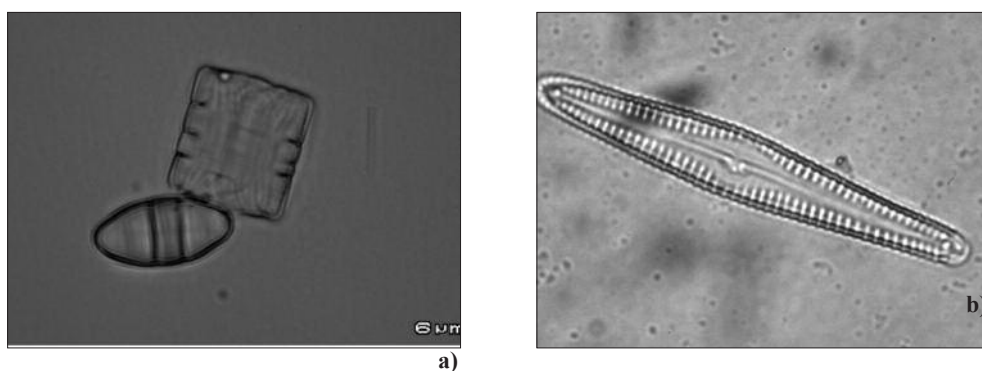


Figura 7.6. Diatomeas características de augas moi limpas: a) *Diatoma mesodon*, b) *Gomphonema robbii*

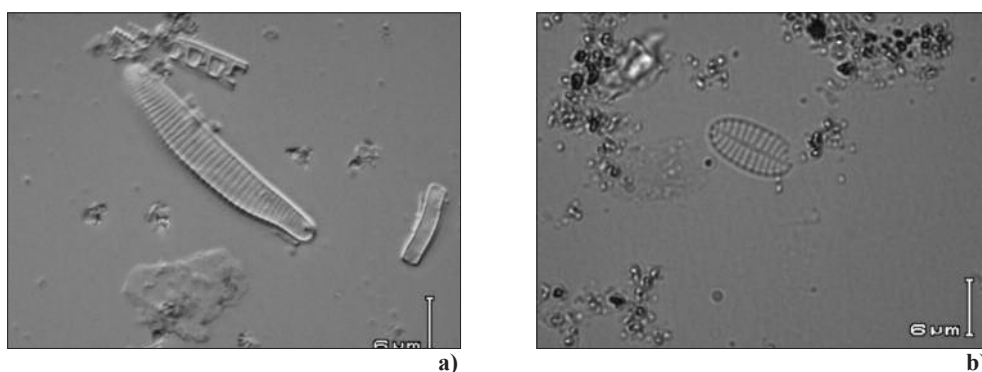


Figura 7.7. Diatomeas características de augas limpas: a) *Eunotia minor*, b) *Achnanthes oblongella*

7.5. CONCLUSIÓN

Para concluír, insistimos na necesidade de ampliar o coñecemento da biodiversidade deste grupo de vexetais, as algas, tanto por seren os produtores primarios máis importantes e a base da cadea alimentaria nos ríos, como pola súa utilidade para



valorar a calidade das augas. O coñecemento dos grupos algais dos ríos galegos é moi escaso, salvo as diatomeas, e aínda neste caso sería conveniente realizar novos estudos taxonómicos e de calidade nos ríos estudados hai xa 15 anos.

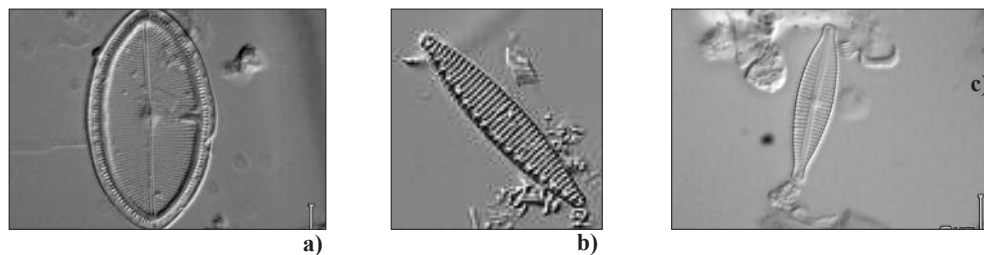


Figura 7.8. Diatomeas características de augas contaminadas: a) *Cocconeis placentula*, b) *Nitzschia amphibia*; e fortemente contaminadas: c) *Gomphonema parvulum*

O feito de seren os produtores primarios máis importantes, a base da cadea alimentaria nos ríos, e útiles como indicadores da calidade das augas aconsella un maior coñecemento da biodiversidade das algas

Referencias

- Bescansa Casares, F. (1907). Algunas "conjugadas" de la provincia de Orense. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, 7: 65-68.
- Bescansa Casares, F. (1908). Conjugadas para la Flora de Galicia. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, 8: 234-238.
- De la Peña S. (2003). Biomonitorización de la calidad del agua de ríos de la provincia de A Coruña usando diatomeas. Tesis de Licenciatura. Universidad de A Coruña. 130 pp.
- Ector L. (1992). Control de la calidad biológica de las aguas superficiales en la red de aforos de Galicia-costa mediante diatomeas bénticas. En: Calidad del agua en las estaciones de aforo de los ríos de Galicia. Años hidrológicos 1989-90, 1990-91. Fundación Empresa Universidad Gallega (FEUGA). Consellería de Ordenación do Territorio e Obras Públicas, Xunta de Galicia.
- Hoek C. Van-Den, Mann D. G. & Jahns H. M. (1995). Algae: An introduction to Phycology. Cambridge University Press. Cambridge. 627pp.
- Kumano, S. (2002). Freshwater red algae of the world. Biopress Limited. Bristol. 375pp.
- López Rodríguez, M^a C. & Penalta Rodríguez, M^a. (2004). Aportación al conocimiento de la flora ficológica del Macizo Central Gallego (N.O. España). Anales de Biología de Murcia, 46: 79-91.
- Margalef, R. (1955). Comunidades bióticas de las aguas dulces del noroeste de España. Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada, 21: 5-85.
- Margalef, R. (1956). Algas de agua dulce del norte de España. Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada, 22: 5-47.
- Noguerol Seoane, A. (1993). Algas dulceacuícolas de la Sierra de Invernadeiro (Orense, N.O.España). Nova Acta Científica Compostelana (Biología), 4: 5-13.
- Perona E., Bonilla I. & Mateo P. (1998). Epilithic cyanobacterial communities and water quality: an alternative tool for monitoring eutrophication in the Alberche River (Spain). Journal of Applied Phycology 10: 183-191.
- Rifón Lastra, A. (1995). Estudio ficológico de la cuenca del río Barcés (Cyanophyta, Rhodophyta, Xanthophyta y chlorophyta). Tesis de licenciatura. Universidade da Coruña. 72pp.
- Temes M. (1999). Estudio taxonómico y ecológico de las Cyanophyceae (Cianoprocariotas/ Cianobacterias) del río Lourido (A Coruña, N. O. España). Tesis de licenciatura. Universidad de Coruña.
- Varela Rodríguez, M. (1976). Diatomeas de Santiago de Compostela y alrededores. Tesis de Licenciatura. Universidade de Santiago de Compostela.
- Zelinka M. & Marvan P. (1961). Zur Präzisierung der biologische klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Archiv. für Hydrobiologie, 57: 389-407.

8. CONTAMINACIÓN FLUVIAL

Manuel Soto e Isabel Ruiz

8.1. INTRODUCCIÓN

As características naturais das augas superficiais varían dunha zona a outra e tamén de estación en estación, e en función das condicións climatolóxicas. Estas características naturais e o seu réxime de variación é un dos factores que determina o tipo de vida, a súa intensidade e diversidade nun determinado sistema fluvial. Da cabeceira á desembocadura pódense diferenciar diversas zonas segundo as características das augas: desde frías, oxixenadas e libres de materia orgánica, e de elevada velocidade na cabeceira (crenon) até augas ricas en materia orgánica e con menor contido en oxíxeno (> 4 mg/l) nas zonas mansas onde predomina a sedimentación (potamon), pasando polas zonas intermedias (> 6 mg/l de oxíxeno disolto, rhitron). As especies que viven en cada tipo de auga son moi diferentes.

A calidade dunha auga pódese determinar mediante diferentes parámetros tanto de tipo físico, como químico e biolóxico. Os parámetros biolóxicos integran a historia recente ou a medio prazo da situación sanitaria do río, mentres que os parámetros químicos supoñen medidas instantáneas. Os parámetros químico-físicos poden presentar un extenso rango de variación, antes de situárense en valores que limiten a capacidade da auga para soportar un tipo de vida ou ser útil para unha determinada aplicación.

Como unha primeira aproximación ás características físico-químicas indicadoras da calidade dun río podemos recorrer á clasificación mostrada na táboa 8.1. (Hernández, 1990).

Táboa 8.1. Calidade do río segundo as características físico-químicas das augas

Clasificación do río	DBO ₅ mg/l	Amoníaco mg N/l	Nitritos mg N/l	SS mg/l	Cloruros mg Cl/l	Oxíxeno disolto mg/l
Moi limpo	1	0,04	0,1	4	10	≤ 11
Limpo	2	0,24	0,25	10	25	$\leq 9,3$
Bastante limpo	3	0,67	0,35	15	30	$\leq 8,6$
Dubidoso	5	2,5	0,6	21	50	$\leq 6,6$
Malas condicións	≥ 10	6,7	1,0	35	> 50	Baixa



A principal razón de contaminación das augas fluviais é o vertido de augas residuais de diferente procedencia: urbana, industrial.... Outras fontes poden ser o vertido de residuos sólidos ou a deposición desde atmosferas contaminadas. Neste traballo analizaremos con maior detalle a incidencia dos vertidos residuais sobre os ríos.

A resposta dun río ante un vertido residual tradúcese nunha modificación das características das augas e nunha ruptura do ecosistema natural, desaparecendo as especies propias dos ríos limpos e aparecendo outras novas. O impacto pode conducir á substitución das especies piscícolas sensíbeis por outras máis resistentes, ou a desaparición total dos peixes e a conversión do leito nunha masa de augas putrefactas ou tóxicas. O río ten certa capacidade de autodepuración, o que permite que despois dunha distancia máis ou menos grande do punto de vertido observemos unha recuperación total ou parcial.

8.2. CONTAMINANTES E O SEU IMPACTO NOS RÍOS

O efecto contaminante do vertido de augas residuais está determinado polo efecto dos seus compoñentes específicos, condicionado pola concentración que se acade no medio natural e por outros factores, tais como as condicións ambientais. Aliás o tipo e concentración dos contaminantes, as características do medio receptor, tais como o tipo de auga, a súa mobilidade, temperatura, a luminosidade, a presenza duns ou outros compoñentes de flora e fauna, etc, van incidir no impacto. Mesmamente, a asociación ou presenza simultánea de diferentes contaminantes pode desencadear procesos de sinerxismo (incremento do efecto) ou antagonismo (redución do efecto).

E importante comprender que non só son contaminantes as substancias tóxicas, senón outras moitas que, sen presentar toxicidade, sendo mesmo elementos nutritivos esenciais para a vida, aparecen de forma artificial e en concentracións excesivas no medio natural. Neste caso, ocorre unha modificación das condicións normais para a vida, podendo chegar a eliminala por completo, ou a cambiar as especies orixinariamente presentes por outras diferentes.

Os efectos tóxicos de moitas substancias poden afectar en medios aparentemente limpos: algunhas substancias, en concentracións moi baixas, provocan a aparición de enfermidades como o cancro, ou inducen ás malformacións xenéticas.

8.2.1. Os contaminantes máis comúns

Entre os tipos de contaminantes máis comúns temos as materias en suspensión (MES) ou sólidos en suspensión (SS), as materias orgánicas oxidábeis (MO), ou os elementos nutrientes (nitróxeno, N, e fósforo, P). A materia oxidábel mídese globalmente mediante diferentes parámetros, os máis importantes son a DBO (demanda biolóxica de oxíxeno) e a DQO (demanda química de oxíxeno) que nos dan unha aproximación á cantidade de materia orgánica no efluente residual. Estes parámetros pódense aplicar tanto ás substancias solúbeis (filtrando a mostra, DQO solúbel) ou a todo efluente, incluíndo neste caso os SS (DQO total).

Tamén é habitual a presenza de substancias que conteñen fósforo (P) e nitróxeno (N), principalmente os fosfatos e o amoníaco e nitratos. Outras substancias a considerar son os nitritos, sulfatos e cloruros e por último unha longa lista de sales e metais.

A resposta dun río ante un vertido residual tradúcese nunha modificación das características das augas e nunha ruptura do ecosistema natural, desaparecendo especies propias dos ríos limpos e aparecendo outras novas



Mención aparte merece a contaminación microbiana que provoca a transmisión de enfermidades e está presente, por exemplo, nas augas domésticas (augas residuais urbanas), nos lixiviados de vertedoiros de residuos sólidos urbanos e nos xurros de granxas de bovino ou de porcino.

Os sólidos en suspensión (SS e SSV)

O contido en SS nos efluentes residuais é moi variábel, pero podemos afirmar que en todos eles está moito por cima dos valores límite indicativos de calidade das augas naturais (uns 25 mg/l). O efecto máis directo dos SS está relacionado coa súa tendencia a depositarse no fondo dos leitos, lagoas, encoros ou rías. O primeiro efecto sobre a vida acuática é a modificación física dos niños ou zonas de desove, cría e refuxio, impedindo o desenrolo normal da vida acuática. Co tempo, a deposición de sólidos pode chegar a colmar por completo os leitos acuáticos.

Por outra banda, unha boa parte dos SS son de tipo orgánico e biodegradábel, os denominados sólidos en suspensión volátiles (SSV). Desta forma, ademais dos efectos físicos que citamos anteriormente, os SSV van dar lugar a procesos microbianos de descomposición orixinando un elevado consumo de oxíxeno e a putrefacción das augas. En determinados casos poden conter partículas tóxicas, polo que, unha vez separados e recuperados do efluente líquido, deben ser clasificados entón como residuos tóxicos e perigosos.

No caso de vertidos de augas residuais sobre un río, os primeiros tramos despois do vertido rexistrará unha elevada concentración de sólidos en suspensión, decaendo polo xeral de forma máis rápida que no caso doutros parámetros, pola facilidade da súa deposición. Como é habitual que os sólidos dun vertido se vexan acompañados por materia orgánica solúbel, e esta favorece o crecemento de diferentes microorganismos, a concentración total nese primeiro tramo do río pode ser maior que a resultante dunha simples dilución da auga residual na auga receptora.

A materia orgánica (DQO, DBO)

Como materia orgánica debe considerarse tanto a disolta como a materia orgánica en suspensión (SSV). Os seus efectos sobre a ecoloxía dos medios acuáticos radica na súa facilidade de oxidarse, a través de procesos microbianos e dun elevado consumo de oxíxeno (biodegradación). É de maior importancia, por tanto, a fracción biodegradábel da mesma (DBO). Porén, ademais deste parámetro utilízase tamén a DQO que nos da unha medida de toda a materia orgánica, sendo o parámetro mais fácil de determinar, e de maior precisión.

Podemos resumir os efectos da materia orgánica nos seguintes puntos:

- Consumo do oxíxeno que existe disolto na auga, rebaixando a súa concentración até límites inferiores aos necesarios para a vida.
- Proliferación simultánea de todo tipo de microorganismos aerobios ou anaerobios, incluíndo os patóxenos.
- O descenso de oxíxeno pode ser tal que se chegue á aparición de zonas anaerobias, dando lugar á putrefacción das augas e presenza de maos olores.
- Ademais dos procesos anteriores de degradación do medio, a presenza de substancias alleas ao medio, aínda en pequenas concentracións, provoca a desaparición de certas especies moi sensíbeis, como poden ser os salmónidos (troita, salmón, ...).

O efecto contaminante do vertido de augas residuais está determinado polo efecto dos seus compoñentes específicos, condicionado pola concentración que se acade no medio natural e polas condicións ambientais



A evolución da materia orgánica vertida a un río: curva de DBO e curva de oxíxeno

A evolución dun vertido orgánico nun río pode definirse mediante as curvas de DBO, oxíxeno disolto e outros parámetros químicos e indicadores biolóxicos (Hernández, 1990), segundo se mostra na figura 8.1.

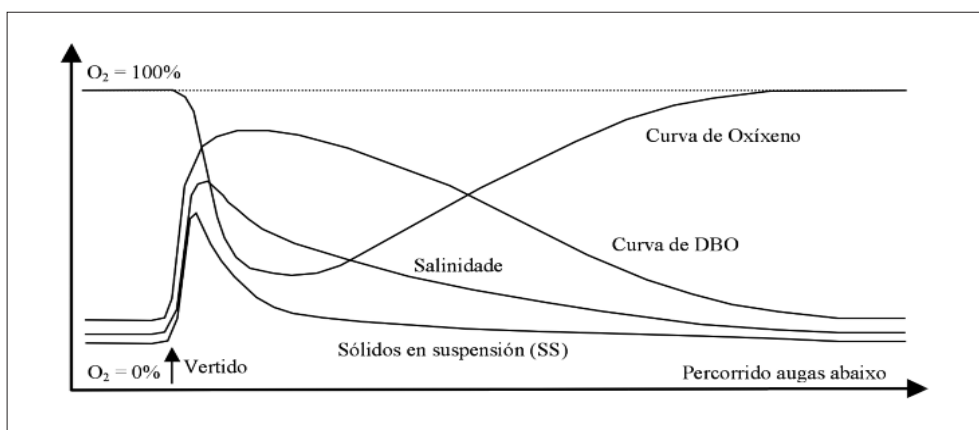


Figura 8.1. Evolución de diferentes parámetros tras un vertido orgánico nun río

Algúns tramos dos ríos galegos poderían servirnos como exemplos do anterior. A caída da diversidade biolóxica no río Anllóns ao seu paso por Carballo era consecuencia do vertido directo ao río de efluentes residuais urbanos e industriais. A situación é máis grave no río Sar, tanto na zona de Santiago como no tramo de A Silvouta (onde se sitúa a depuradora de augas residuais de Santiago) a Bertamiráns (Soto, 1994).

Así mesmo, a materia orgánica pode conter na súa composición outros elementos diferentes do carbono, oxíxeno e hidróxeno, tais como o nitróxeno, fósforo, enxofre, etc. Na degradación de proteínas e outras moléculas, estes elementos son liberados formando parte de diversas substancias, produtos ou intermediatos do proceso degradativo. O nitróxeno presenta grande importancia, pola súa elevada concentración nas proteínas, e por tanto en moitas augas residuais.

No proceso de degradación aerobio, e tamén no anaerobio, o nitróxeno orgánico transfórmase en amoníaco. Este, á súa vez, pode oxidarse a nitrito (intermediato pouco estábel) e a nitrato, nun proceso de nitrificación similar ao que pode ter lugar nalgúns plantas depuradoras. A desnitrificación, conversión de nitrato en nitróxeno elemental tamén pode ter lugar en determinadas condicións, pero está pouco favorecida nas augas ben oxixenadas. Neste caso, a vía máis importante para a eliminación de nitratos da auga é a súa incorporación por plantas ou organismos fotosintéticos.

Estes procesos de transformación do nitróxeno orgánico á amoníaco, nitratos, etc, segue unha secuencia máis ou menos lineal no leito dun río.

Os elementos nutrientes: eutrofización

Se ben os efectos destes elementos poden ser múltiples, mencionaremos principalmente a denominada eutrofización das augas, que está ligada de forma esencial

á presenza de fósforo, nas augas doces, mentres que nas augas salgadas pode ser debida tamén ao nitróxeno.

O proceso de eutrofía caracterízase por un desenrolo masivo de algas na superficie das augas, cuxa descomposición á maior profundidade provoca a acumulación de substancias nocivas, pola súa toxicidade ou poder corrosivo, e conduce a unha falta de oxíxeno nas zonas máis profundas.

Durante as épocas do ano de maior luz e temperatura (primavera-verán) aparece unha estratificación das augas, cunha zona superficial de crecemento de algas (altamente oxixenada, xa que a fotosíntese xera oxíxeno), e outra inferior de putrefacción, onde o pouco oxíxeno que chegaría é consumido no proceso de oxidación da materia orgánica. Por iso, a eutrofización afecta de forma máis acusada ás grandes masas de auga (lagoas, encoros, rías) nas que se dá unha escasa mobilidade.

Se o crecemento das algas na superficie orixina a formación de oxíxeno (fotosíntese), que se desprende á atmosfera, na zona inferior na que se depositan as algas mortas en estado de descomposición, ten lugar un esgotamento do oxíxeno coa aparición de procesos bacterianos anaerobios. A extensión desta zona pode levar á putrefacción total da masa de auga. Outros efectos da eutrofización están relacionados coa acumulación de amoníaco e ácido sulfhídrico, e coa resolubilización de compostos dos elementos metálicos (ferro, manganeso e outros metais pesados).

A eutrofización é un problema grave que afecta hoxe a maioría das grandes masas continentais de auga na Galiza: lagoas e encoros, pero que resulta menos acusado nas correntes fluviais.

Os efectos tóxicos do amoníaco

O amoníaco, aliás do seu efecto de favorecedor de procesos de eutrofización, presenta outra serie de problemas de contaminación, como poden ser:

- a) o seu efecto tóxico para moitas especies animais, mesmo a concentracións moi baixas;
- b) o consumo de oxíxeno nos leitos receptores, debido a oxidación até nitrato, o que require un consumo de 4.2 g O₂ por g de nitróxeno oxidado,
- c) ademais dos nitratos, poden aparecer outros compostos como nitritos e nitrosaminas, cunha toxicidade aínda máis elevada.

O efecto tóxico do amoníaco sobre algunhas especies acuáticas faise notar a concentracións moi baixas, potenciándose naqueles medios con baixo contido en oxíxeno disolto. A súa toxicidade é debida principalmente a forma non ionizada, razón pola cal se incrementa a valores altos de pH e de temperatura. Para salmónidos, concentracións de 0.2 mg/l de amoníaco non ionizado teñen un efecto letal, pero os efectos resultantes dunha exposición prolongada, como a que pode ter lugar nos ríos contaminados por vertidos, fanse notar xa a concentración de 0.025 mg/l. Este valor, expresado como concentración de amoníaco total, varía desde 19.6 mg/l (a pH 5 e 5 °C) até tan só 0.12 mg/l (a pH 8.5 e 30 °C).

Por outro lado, a existencia de grandes cantidades de nitratos nas augas ten sido relacionada coa formación de nitrosaminas e nitrosamidas, que son potentes canceríxenos. A metahemoglobinemia infantil ou enfermidade azul débese tamén a presenza de cantidades excesivas de nitrato na auga potábel.

Entre os contaminantes máis comúns temos as materias en suspensión, as materias orgánicas oxidábeis, ou os elementos nutrientes



A contaminación microbiana

A contaminación orgánica subministra un medio adecuado para o crecemento de diferentes tipos de microbios, entre eles os patóxenos responsábeis da transmisión de enfermidades. Pero certos efluentes residuais, principalmente as augas residuais urbanas, os lixiviados de vertedoiros sólidos urbanos, e os xurros de granxas, conteñen orixinariamente un número elevado de bacterias, virus, protozoos e parasitos de orixe fecal.

Outros efectos da contaminación

Os efectos da contaminación das augas van máis alá do que se refire ao propio medio acuático. As relacións que existen entre flora e fauna terrestres e as augas teñen unha importancia vital. Por iso, os males que aqueixan aos cursos des auga maniféstanse tamén sobre os ecosistemas próximos e viceversa. O consumo de augas contaminadas transmite enfermidades ou intoxicacións tanto á vida selvaxe coma aos cultivos, animais domésticos e ás persoas.

En resumo, os efectos da contaminación sobre o medio son de diverso tipo, con consecuencias tanto ecolóxicas como económicas:

- perda da diversidade biolóxica: coa desaparición de moitas especies.
- cambios na fauna: substitución de salmónidos (moi sensíbeis) por ciprínidos (máis tolerantes).
- incremento da turbidez, olor e sabor desagradábeis e aparición de substancias tóxicas.
- Encarecemento dos sistemas de tratamento de potabilización de augas, coa aparición de importantes problemas sanitarios, por exemplo, ligados á formación de trihalometanos e outros compostos orgánicos haloxenados durante a cloración das augas (como se deu nas augas potábeis de Santiago).

Capacidade de autodepuración dos ríos

Os sólidos flotantes e os tensioactivos son retidos polas plantas e polo terreo das marxes, especialmente nos remansos. Os sólidos en suspensión pesados sedimentan no leito do río. As materias oxidábeis, maiormente a materia orgánica, é mineralizada pola acción de diversos mecanismos físico-químicos e bioquímicos: os microorganismos utilizan a materia orgánica oxidándoa segundo o ciclo do carbono. Os elementos nutrientes son captados por diferentes organismos e polas plantas.

Todos estes procesos actúan simultaneamente e a súa velocidade depende das condicións físico-químicas, climatolóxicas e naturais. A súa existencia explica as curvas de evolución do vertido no río. Dependendo da intensidade do vertido e doutros factores, a recuperación do río pode requirir decenas de quilómetros de leito.

8.2.2. Substancias tóxicas

Fontes de substancias tóxicas

Algunhas substancias, a parte de que podan contribuír ou non ao consumo de oxíxeno, á eutrofización e putrefacción das augas, presentan un efecto tóxico direc-

As substancias tóxicas son en xeral de substancias introducidas no medio de forma artificial, tais como produtos sanitarios e de limpeza (ácidos e bases fortes, compostos de cloro, fenois...), produtos relacionados cos automóbeis (anti-conxelantes, líquidos de transmisión e freos, aceites...) pinturas e disolventes, insecticidas, herbicidas e outros praguicidas, etc



to para os seres vivos. Trátase en xeral de substancias introducidas no medio de forma artificial: poden ser moitos produtos sanitarios e de limpeza (aquí incluíramos ácidos e bases fortes, compostos de cloro, fenois, etc...) produtos relacionados cos automóbeis (anticonxelantes, líquidos de transmisión e freos, aceites, ...) pinturas e disolventes, insecticidas, herbicidas e outros praguicidas. Todas estas substancias van ter un forte impacto no medio por estar presentes nas augas residuais urbanas e de granxas, ou en vertidos de talleres.

Os praguicidas poden chegar ao medio, máis frecuentemente, por difusión ou lavado desde os campos nos que se aplica, ou contidos nos vertidos da industria química que os produce. A utilización intensiva destes produtos no controle das pragas está incrementando cada día a súa concentración nos solos. Ao mesmo tempo, as masas de auga van incrementando a súa concentración nestas substancias.

No eido industrial, existen substancias tóxicas nos efluentes da industria alimentaria, consecuencia da utilización de limpadores químicos e substancias conservantes ou estabilizantes. Non obstante, é a industria química a que produce grandes cantidades de substancias tóxicas residuais, que se verten ao medio directamente disoltas nas augas residuais. Citaremos a industria do automóbil, as industrias do metal (do ferro, do aluminio, os procesos de galvanizado, etc), as industrias farmacéuticas e dos praguicidas químicos, a industria forestal, etc.

Dentro da industria forestal son un caso especial as fábricas químicas de pasta de papel: as celulosas de tipo kraft. Nas industrias forestais que implican descortizado e trituración con tratamento mecánico ou térmico da madeira, orixínanse augas residuais que conteñen substancias tóxicas. Son en xeral substancias xa presentes na natureza, na propia madeira, que acadan elevadas concentracións nos efluentes residuais: ácidos carboxílicos, ácidos resínicos, lignina, etc. Nas fábricas de celulosa kraft, con branqueo por cloro, ten lugar un elevado número de reaccións químicas, que dan orixe a novas substancias, entre elas os organoclorados. As dioxinas, un tipo de organoclorados, están entre as substancias de maior toxicidade coñecidas.

Escorrentía urbana de vías de transporte motorizado

As escorrentías urbanas causan efectos adversos sobre os medios receptores. Os primeiros estudos identificaron o tráfico urbano como unha fonte importante de contaminantes. A composición química das escorrentías procedentes de vías de alta capacidade inclúe sólidos, hidrocarburos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH: pireno, fluoranteno, fenantreno), metais pesados (Cu, Zn, Cd, Pb), cloruros, nutrientes, substancias para o desxeo, fenois, e herbicidas aplicados nas marxes. A maior parte dos contaminantes están asociados ás partículas en suspensión da auga de escorrentía, aínda que unha parte tamén se atopa disolvida. Algúns autores indican que esta contaminación resulta preocupante en vías nas que circulan máis de 30.000 vehículos por día.

As características da escorrentía de vías de tráfico dependen o réxime de chuvias, da densidade do tráfico, da deposición atmosférica, das prácticas de mantemento da vía, e do tipo de drenaxe da vía. Obsérvanse grandes variacións nas características da escorrentía, tanto no que corresponde aos primeiros lavados como en xeral.

Os efectos podémolos dividir en tres categorías: estratificación química da masa de auga receptora por causa dos cloruros, cambios na calidade das augas, e efectos tóxicos que contribúen a perda de biodiversidade. A estratificación por causa do clo-

As escorrentías urbanas causan efectos adversos sobre os medios receptores. Os primeiros estudos identificaron o tráfico urbano como unha fonte importante de contaminantes



En relación cos vertidos procedentes de entidades de menos de 2000 habitantes equivalentes, a normativa europea só indica que se someterán a “tratamentos axeitados”

ruro tense observado en pequenos lagos, e limita o transporte de oxíxeno até as zonas inferiores. O cambio na calidade das augas, incluído o incremento da concentración de cloruros, provoca un incremento na condutividade, deposición de sedimentos con elevadas concentracións de metais pesados e hidrocarburos, e a desaparición de determinadas especies bénticas e doutro tipo. O aporte de tóxicos supón un problema especial, ao tratarse de pulsos intermitentes de contaminantes, con efectos tanto agudos como crónicos.

Entre as prácticas de manexo desta contaminación téñense empregado os biofiltros (barreiras de vexetación), áreas de infiltración, zonas húmidas naturais ou construídas, gabias de filtración, lagoas para escorrentías, e dispositivos para a separación de graxas e aceites. Estas operacións permiten a decantación de moitos dos contaminantes e a eliminación dun 50-60% dos mesmos, incluído a captación de metais por determinadas macrófitas.

Estudos realizados en Inglaterra demostran que augas a baixo do cruce coas autoestradas existe un notábel incremento da concentración de diversos contaminantes nos sedimentos, tais como hidrocarburos totais, hidrocarburos aromáticos, e metais pesados. Observase así mesmo un incremento na auga de metais pesados e anións específicos. Encontrase unha relación entre a contaminación por hidrocarburos e o potencial de contaminación da autoestrada (lonxitude do tramo lavado en relación ao caudal do leito). Entre os hidrocarburos poliaromáticos achouse como predominante o fenantreno, o pireno e o fluoranteno; mentres que os metais pesados dominantes son o Zinc, cadmio, cromo, e chumbo. Obsérvanse diferenzas na composición e biodiversidade das comunidades de macroinvertebrados situadas río arriba e río abaixo do cruce da autoestrada.

Outro estudo (Marsalek e outros, 1999) pon de manifesto a maior toxicidade das escorrentías procedentes das zonas de rodadura en relación coa escorrentía urbana en xeral. Estudáronse catorce áreas urbanas, incluíndo dúas vías de alta densidade de circulación separada (Vías A.D.), zonas urbanas xerais e tamén efluentes de escorrentía procedentes de lagoas de tratamento, e empregáronse diversos bioensaios para determinar a ecotoxicidade. Un 20% das mostras procedentes das vías de circulación mostraron toxicidade severa, en comparación con só o 1% das mostras correspondentes a escorrentías de zonas urbanas xerais e 0% no caso de efluentes tratados (ver figura 8.2).

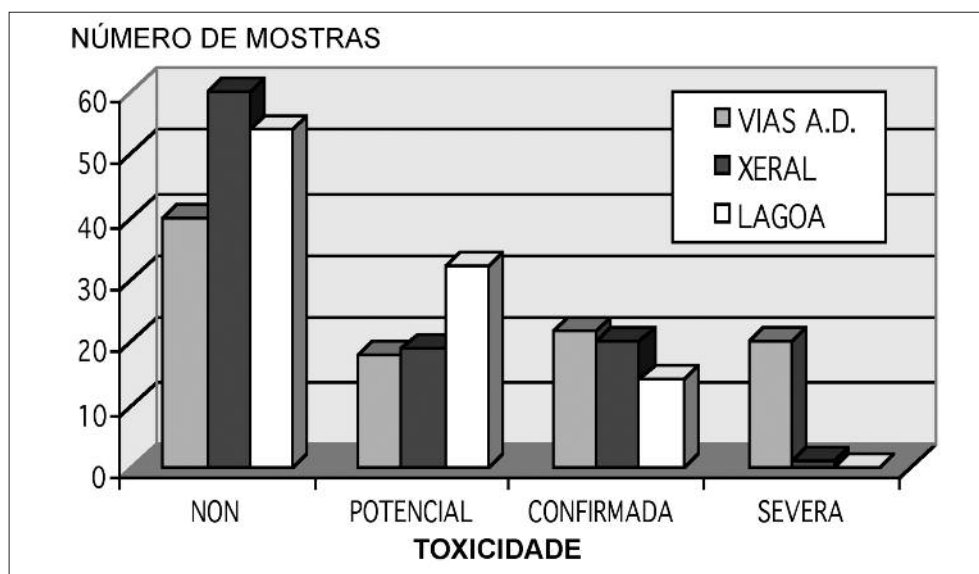


Figura 8.2. Distribución porcentual das mostras procedentes de diferentes áreas urbanas en función do nivel de toxicidade.

Aspectos relacionados coa toxicidade

As substancias tóxicas caracterízanse en primeiro lugar pola intensidade do efecto tóxico que provocan. Xeralmente, o que se fai é determinar qué concentración provoca a morte dun 50% dunha poboación animal ou microbiana nun tempo t (habitualmente 96 horas). Isto dá lugar ao índice de toxicidade LC_{50} (96 h). O mesmo concepto se utiliza para un efluente residual, pero agora, o correspondente índice LC_{50} (96 h) indícanos a concentración en porcentaxe (% da auga residual en auga pura, ou porcentaxe de dilución) que provoca unha mortalidade do 50% despois de 96 horas de contacto. Dependendo da especie ou organismo utilizado no ensaio, o tempo pode ser tamén de 24 ou 48 horas. Os peixes teñen sido organismos moi empregados neste tipo de ensaios.

Debido ao longo tempo que implica a realización das determinacións anteriores con testemuñas de campo, é habitual a utilización de técnicas máis rápidas, como o ensaio de bioluminiscencia (métodos Microtox ou Lumistox), así como métodos respirométricos e outras técnicas preliminares. Un dos problemas que presentan estes métodos de determinación da toxicidade é a súa laboriosidade, polo que cada vez se utilizan menos os ensaios que manexan peixes, para confiarmos en ensaios como o de bioluminiscencia. Estes métodos fan uso dunha bacterias liofilizadas ou conxeladas, que se rexeneran no momento da análise, e permite obter respostas en tempos de 15-25 minutos, expresándose o resultado como EC_{50} (concentración efectiva para un 50% de redución da emisión de luz). Isto agrava a crítica que se fai á estes métodos de controle, ao considerar que a información obtida de calquera test de toxicidade é sempre parcial. Que unha substancia non mostre toxicidade intensa ao cabo de 15 minutos, ou de 96 horas, non significa que a súa introdución no medio ambiente (no ecosistema) sexa inocua. Tense apuntado por iso que a única solución realmente satisfactoria ao problema dos tóxicos é a súa prevención en orixe, evitando que cheguen a xerarse.

Ademais da intensidade do efecto tóxico, serán necesarios outros parámetros para definir dunha forma máis completa os efectos destas substancias no medio ambiente. Teremos que considerar por tanto:

- A toxicidade. Toxicidade aguda e toxicidade crónica.
- A biodegradabilidade ou persistencia no medio natural. Mentres algunhas substancias se transforman ou destrúen ao entrar en contacto co medio acuático, xeralmente pola acción dos microorganismos presentes no medio (biodegradación), así como por procesos físico-químicos, outras substancias permanecen inalterábeis durante un longo período de tempo, ou mesmo de forma indefinida.
- A bioacumulación. Moitas substancias tóxicas, aquelas de carácter hidrófobo ou lipófilo, entre as que podemos considerar moitos praguicidas, organofosforados e organoclorados, hidrocarburos, fenois, etc, acumúlanse nos tecidos graxos dos animais acuáticos, en concentracións que poden resultar da orden de dez mil até un millón de veces superiores ás concentracións no medio acuático.
- O poder canceríxeno e de mutación. Aliás dos efectos tóxicos inmediatos (LC_{50} 96h), un número elevado de substancias apresetan efectos a máis longo prazo, como a aparición de cancros ou de mutacións xenéticas na descendencia.
- A actuación como disruptores endocrinos, alterando os sistemas hormonais e afectando á reprodución ou causando outras enfermidades nos organismos. Trátase de efectos recentemente descubertos e o número de substancias químicas que exercen estes efectos está en constante aumento, e inclúe substancias químicas artificiais fabricadas para a industria e os usos domésticos ou agrícolas (limpadores, pragu-

A contaminación da auga persiste na UE, a pesar de tres décadas de esforzo en saneamento e depuración



A razón principal para o atraso na implantación da directiva é o custo requirido das tecnoloxías ao uso, o que recomenda incentivar economicamente a redución en orixe

cidas, aditivos de plásticos, pinturas, etc) (Quintela, 2001).

- O efecto sobre o sistema inmunolóxico. Un dos aspectos menos coñecido da acción dos tóxicos no organismo, pero ao que comeza a dársele unha importancia crecente, é a súa capacidade para reducir as defensas naturais dos organismos fronte ao contaxio e padecemento de enfermidades máis ordinarias. É notorio o caso da dioxina, cuxos efectos sobre o sistema inmunolóxico se manifestan a concentracións unhas 100 veces inferiores ás que causan cancro.

Comentaremos a continuación os problemas relacionados co mercurio, como exemplo dun metal pesado. O mercurio é un dos metais pesados de maior toxicidade. No medio natural, pola acción dos microorganismos, o ión mercurio convértese en metilmercurio (CH_3Hg) ou dimetilmercurio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$). Este último é volátil, polo que en boa parte se pode perder na atmosfera. O metilmercurio, á súa vez, presenta un elevado potencial de bioacumulación, concentrándose nos tecidos dos peixes, resultando posíbel que a súa concentración supere os 15-20 mg/l que se consideran tolerábeis. A través da dieta alimentaria, o metilmercurio pode acumularse en órganos vitais como o cerebro ou o fígado, ou ben nos fetos. Un caso de intoxicacións múltiples foi o da baía de Minamata, no Xapón, onde morreron numerosas persoas e outras ficaron afectadas pola elevada concentración de mercurio (até 110-130 ppm) no peixe, como consecuencia dos vertidos de fábricas de cloro-alkali. Fortes vertidos de mercurio tiveron lugar de forma continuada na ría de Pontevedra, mais seguimos sen información sobre as consecuencias ecolóxicas e sanitarias dos mesmos.

8.3. A CALIDADE DAS AUGAS. DEPURACIÓN

8.3.1. A calidade exixíbel ás augas naturais

O Regulamento da Administración Pública da Auga e da Planificación Hidrolóxica, aprobado por R.D. 927/1988 do 29 de xullo, establece as características básicas de calidade das augas e a ordenación dos vertidos de augas residuais. A calidade mínima das augas naturais regúlase en función dos usos a que sexan destinadas: para a produción de auga potábel, para baño, para a vida dos peixes, ou para a cría de moluscos.

Calidade exixida ás augas superficiais para que sexan destinadas á potabilización

O R.D. 927/1988 de 29 de xullo clasifica as augas en tres categorías (A1, A2, e A3), dependendo das súas características e do tipo de tratamento que sexa necesario para volvelas potábeis:

- Tipo A1: Tratamento físico simple e desinfección
- Tipo A2: Tratamento físico normal, tratamento químico e desinfección
- Tipo A3: Tratamento físico e químico intensivos, afino e desinfección.
- Calidade inferior a A3: non potabilizábel.

Este R.D. foi modificado polo R.D. 1541/1994 de 8 de xullo. A táboa 8.2 recolle algúns dos parámetros guía que han de cumprir as augas de cada tipo.



Táboa 8.2. Algunhas das características de calidade exixidas ás augas naturais para seren utilizadas para a produción de auga potábel

Parámetro	TIPO DE TRATAMENTO		
	A1	A2	A3
pH	6.5-8.5	5.5-9	5.5-9
SS (mg/l)	25	-	-
DQO (mg/l)	-	-	30
DBO ₅ (mg/l)	3	5	7
Amoníaco (mg N/l)	0.04	1.2	3.3
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /l)	0.27	0.47	0.47
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /l)	50	50	50

Calidade para a vida dos peixes

As augas superficiais clasifícanse, no que respecta á súa calidade para a vida dos peixes, en augas salmonícolas (Tipo S) e augas ciprinícolas (Tipo C), en función precisamente daquelas características de calidade que son exixíbeis para a vida dos salmóns (salmón, troita, reo, etc) ou dos ciprínidos e outros peixes como a perca e a anguía. Os valores guía e os límites superiores de algúns parámetros para que as augas podan ser clasificadas como Tipo S ou Tipo C indícanse na táboa 8.3. As augas que superen os límites máximos do Tipo C considéranse totalmente inadecuadas para a vida dos peixes.

Táboa 8.3. Algunhas características requiridas para a vida de salmónidos (S) e ciprínidos (C)

Parámetro	Tipo S	Tipo C
pH	6-9	6-9
SS (mg/l), máximos	25	25
DBO ₅ (mg/l), máximos	3	6
Amoníaco (mg N/l), valor guía	0.04	0.2
Amoníaco (mg N/l), valor máximo	0.78	0.78
Fósforo Total (mg PO ₄ ³⁻ /l), valor guía	0.2	0.4
Zinc total (mg Zn/l)	0.3	1.0
Cobre solúbel (mg Cu/l)	0.04	0.04

Aptitude das augas para seren aptas para o baño

A calidade de augas para baño relaciónase principalmente coa presenza de determinadas substancias químicas nocivas por contacto coa pel ou por inxestión, e especialmente coa presenza de contaminación microbiana. Débese ter en conta tamén a calidade estética, que se pode ver afectada pola presenza de flotantes ou de aceites inmiscíbeis. Entre os parámetros cuantitativos máis importantes áchanse aqueles relativos á contaminación microbiana (táboa 8.4).

Táboa 8.4. Concentracións máximas tolerábeis de microorganismos nas augas aptas para o baño

Parámetro	máximo
Coliformes totais / 100 ml	10.000
Coliformes fecais / 100 ml	2.000
Estreptococos fecais / 100 ml	100
Salmonelas	0
Enterovirus	0



Calidade das augas para a cría de moluscos

Fíxanse algúns criterios cuantitativos e cualitativos mínimos que deberán reunir as augas destinadas ao crecemento de moluscos ver R.D. 927/1988 ou ben a Instrución do Consello da UE do 30-10-79 (79/923/CEE).

8.3.2. Directiva europea sobre depuración e vertido de augas residuais urbanas e industriais

A Directiva Europea sobre o tratamento de augas residuais urbanas e certos vertidos industriais (todos aqueles que se achen conectados á rede de saneamento público) é a directiva 91/271/CEE de 21 de maio de 1991, na cal se establece como necesario un tratamento secundario destes efluentes residuais. Esta directiva fixa os seguintes prazos límites para acadar o saneamento considerado necesario:

- Ano 2000 para todos os vertidos procedentes de poboacións maiores de 15000 habitantes equivalentes.

- Ano 2005 para vertidos procedentes de aglomeracións de 10000-15000 habitantes equivalentes.

- Ano 2005, igualmente, para vertidos procedentes de aglomeracións de 2000-10000 habitantes equivalentes que vertan para a augas doces ou estuarios.

Nesta directiva diferénciase entre zonas sensíbeis, e zonas menos sensíbeis, indicando que os vertidos que se efectúen a zonas sensíbeis (todas aquelas con risco de verse afectadas de algunha forma polos vertidos, alta relación de caudal vertido/caudal medio receptor, pola escasa mobilidade das augas, previsión de posíbel eutrofización, etc), deberán ser sometidas antes de 1988 a un tratamento terciario, que elimine ao menos un 82% do nitróxeno e do fósforo (táboa 8.5).

Como zonas menos sensíbeis só poderán clasificarse aquelas zonas de auga mariña de grande mobilidade, nas que os vertidos menos tratados non supoñan efecto negativo algún na zona ou nas zonas adxacentes. Neste caso, os efluentes residuais de poboacións de entre 10.000 e 150.000 habitantes equivalentes, consideraranse suficientemente depurados se se aplica un tratamento primario tal que supoña a redución dun 50% dos SS e un 20% da DBO₅. Este criterio poderá ser aplicado igualmente aos vertidos a augas doces en zonas menos sensíbeis, cando procedan de poboacións entre 2000 e 10.000 h.e. En calquera caso é preceptivo un estudo que indique que os vertidos non terán efecto sobre o medio ambiente.

Táboa 8.5. Directiva 91/271/CEE. Obxectivos de tratamento das augas residuais urbanas (domésticas e industriais)

	Concentración máxima	Depuración mínima
Caso A: Vertido en condicións xenéricas		
DBO ₅	25 mg/l	70-90%
DQO	125 mg/l	75%
SS	35 mg/l	90%
Caso B: Vertidos en zonas sensíbeis		
Fósforo total	1-2 mg/l	80%
Nitróxeno total	10-15 mg/l	70-80%
Caso C: Vertidos en zonas menos sensíbeis		
DBO ₅	-	20%
SS	-	50%

Os custos do control de vertidos atinxen arredor do 0,8% do PIB en varios estados membros e absorben máis do 50% de todo o investimento ambiental



Os diferentes prazos da directiva de depuración cúmprense en decembro de 2005. A información dispoñíbel sobre a situación do saneamento en Galiza é moi deficiente, aínda que deixa claro un incumprimento xeneralizado da directiva. Por outra banda, en relación cos vertidos procedentes de entidades de menos de 2000 habitantes equivalentes, a Directiva indica que se someterán a tratamentos axeitados, aínda que non especifica o tipo de tratamento nin o seu alcance.

8.3.3. Normativa europea sobre o controle de substancias perigosas na auga

A Directiva 76/464/CEE regula a xestión e control da contaminación causada por determinadas sustancias perigosas na auga. Clasifica as sustancias perigosas en dúas grandes categorías. A primeira, chamada lista negra ou lista I, comprende as sustancias máis perigosas en función da súa toxicidade, persistencia e bioacumulación no medio acuático, correspondentes ás seguintes familias:

- organoclorados e órgano-haloxenados en xeral,
- organofosforados,
- compostos orgánicos do estaño,
- sustancias carcinógenas ou mutaxénicas en xeral,
- compostos de cadmio e mercurio,
- aceites minerais e hidrocarburos,
- cianuros.

A segunda categoría, denominada lista gris ou lista II, agrupa outras sustancias que poden causar un efecto nocivo inferior, entre elas o cobre, zinc, nitritos, compostos de chumbo e fósforo, e os metais radioactivos.

O obxectivo da Directiva é a eliminación da contaminación causada polas sustancias da lista negra, de forma que as cantidades vertidas deben ser tais que non teñan ningún efecto negativo, e reducir a contaminación causada polas sustancias da lista gris, neste caso a través de programas de redución, con prazos de execución.

A lista negra alcanzou máis de 129 sustancias. De entre elas, algunhas teñen sido obxecto de regulación específica (posteriores directivas): mercurio, Cadmio, algúns praguicidas, e organoclorados; ou están contidas nunha lista vermella de urxente regulación. As sustancias da lista negra que non teñan sido reguladas por Directivas específicas deberán ser consideradas como da lista gris, até a súa posterior regulación.

A entrada en vigor da Directiva Marco da Auga (DMA) supón unha unificación e revisión das directivas existentes até o momento, e busca reforzar as medidas de eliminación das sustancias prioritarias das augas europeas. En xuño de 2001 acordouse a primeira lista de sustancias perigosas (táboa 8.6), que contén 33 sustancias ou grupos de sustancias, das que 11 xa foran identificadas como perigosas, mentres que outras 14 deberían ser catalogadas nos anos seguintes. Moitas desas outras 14 sustancias xa teñen sido identificadas como perigosas pola Convención para a Protección do Medio Ambiente Mariño do Atlántico Norte-Este (OSPAR). As restantes 8 sustancias son consideradas non perigosas.

Existe, por outra banda, o Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes, asinado en maio de 2001 por máis dun centenar de países e

Táboa 8.6. Lista de substancias prioritarias en relación coas augas (UE)

Substancias prioritarias xa definidas como perigosas:	Substancias prioritarias baixo revisión como posibles substancias perigosas:
Cadmio e os seus compostos	Antraceno
Cloroalcanos C10-13	Antrazina
Difeniléteres bromados	Chlorpyrifos
Hexaclorobenceno	Di(2-etilhexil)ftalato (DEHP)
Hexaclorobutadieno	Diuron
Hexaclorociclohexano (isomero gamma, Lindano)	Endosulfan (alfa-endosulfan)
Mercurio e os seus compostos	Isoproturon
Nonilfenóis (4-(para)-nonilfenol)	Chumbo e os seus compostos
Pentaclorobenceno	Naftaleno
Hidrocarburos poliaromáticos	Octilfenóis (para-tert-octilfenol)
Catión tributilestaño	Pentaclorofenol
	Simazine
	Triclorobencenos (1,2,4-Triclorobenceno)
	Trifluralin
	Alachlor
	Benzeno
	Clorfeninfos
	1,2-Dicloroetano
	Diclorometano
	Fluoroanteno
	Niquel e os seus compostos
	Triclorometano (cloroformo)

Chama a atención o elevado peso da carga contaminante industrial galega conectada ao saneamento público, xa que supera a de países máis industrializados como Holanda ou Franza

tamén pola Unión Europea. O obxectivo do convenio é controlar a produción, importación-exportación, uso e tratamento da chamada ducia suxa, un total de doce substancias químicas de carácter orgánico e persistente (COP), das que nove son pesticidas (aldrín, chlordane, DDT, dieldrín, endrín, heptachlor, mirex, toxaphene e hexachlorobenzene). As restantes son os PCBs (policlorobifenilos), empregados na refrixeración e na lubricación de motores, así como as dioxinas e os furanos. Trátase de compostos altamente estábeis (persistentes) que permanecen no medio durante décadas, e bioacumulativos, polo que se concentran na cadea trófica.

Compre unha mención a un problema ao que aínda se prestou pouca atención, máis que apunta converterse nun grave factor de deterioro da calidade das augas e dos ecosistemas acuáticos galegos. O consumo de pesticidas creceu vertixinosamente nos últimos anos en Galiza, até o extremo de superar a media española e europea, situándose por riba de moitos países da UE. En 1995, empregáronse en Galiza unhas 2.800 toneladas de pesticidas, cun consumo específico de 4,8 kg/hectárea, moi por riba da media española (1.5 kg/Ha), e tamén por riba do consumo unitario rexistrado en Franza, Alemaña, Irlanda ou Portugal (Díaz Fierros, 2000). Os expertos coinciden en manifestar a inexistencia de estudos fiábeis sobre a acumulación dos restos destes pesticidas nos solos agrícolas, e sobre a contaminación das augas subterráneas e superficiais e dos alimentos. Entre 1995 e 1998 o consumo de pesticidas incrementouse nun 22%.

8.3.4. Evolución da depuración no ámbito europeo

Un recente informe sobre a eficiencia de depuración nun total de seis estados da UE (EEA, 2005) pon de manifesto que a contaminación da auga persiste, a pesar de tres décadas de esforzo en saneamento e depuración. O estudo céntrase en seis estados, dos que dous deles cumpren de forma case xeral as prescricións da Directiva de



depuración (Dinamarca e Holanda), dous non as cumpren (Franza e España), e outros dous, de recente entrada na UE, teñen de prazo até 2010 para acadar eses obxectivos e rexistran avances importantes (Estonia e Polonia). A calidade das augas é claramente mellor en países como Holanda e Dinamarca fronte a España, país este que rexistra a menor taxa de depuración de augas residuais e os peores valores de calidade das augas fluviais, ao par de Polonia ou Franza, segundo o parámetro considerado.

A situación en canto á poboación servida con servizo de depuración e o tipo de depuración nestes seis países móstrase na táboa 8.7. O estado español rexistra unha baixa porcentaxe de poboación servida con depuración e ademais coas tecnoloxías de depuración menos avanzadas. O tratamento mecánico é insuficiente para alcanzar os obxectivos de depuración, agás en determinadas zonas menos sensíbeis, e a aplicación de tratamentos avanzados que inclúan eliminación de nitróxeno e fósforo é case testemuñal. Na Galiza, a situación está aínda ben por detrás do promedio estatal, o que pon de manifesto o atraso que padecemos en materia de depuración e control do vertido de augas residuais.

Táboa 8.7. Porcentaxe da poboación servida con tratamento público de augas residuais e tipo de tratamento (EEA, 2005)

	Holanda	Dinamarca	Franza	España	Estonia	Polonia
Ano	2000	2001	1998	2000	2000	2001
Mecánico	0	0.9	2.7	11.7	0.6	3
Biolóxico	17.4	1.8	46.5	39.8	28	28.7
Avanzado	80.6	85	27.6	3	40.1	22.8
Total	98	87.7	76.8	54.5	68.7	54.5

O informe coincide con outras opinións no sentido de que a razón principal para o atraso na implantación da directiva é o custo requirido das tecnoloxías ao uso, e recomenda prestar máis atención a solucións ecoeficientes que diminúan os custos e a incentivar economicamente a redución en orixe. Neste sentido, os custos do control de vertidos atinxen arredor do 0,8% do PIB en varios estados membros e absorben máis do 50% de todo o investimento ambiental nas décadas recentes. No período 1992-2000, o Estado español rexistrou a taxa de gasto máis elevada dos seis países considerados, co 0,85% do PIB, mentres Holanda resolvía o problema de contaminación e depuración dunha forma moito máis eficaz con só o 0,55% do PIB. Ha de terse en conta, ademais, que Holanda dotou nese período á maior parte da poboación con tratamento avanzado de augas residuais urbanas.

O custo do saneamento en Holanda é tamén inferior ao de Dinamarca. Este país dimensionou as instalacións de depuración para unha situación na que as industrias prestaban pouca atención á redución en orixe da contaminación. Cando máis recentemente se incrementaron as taxas de saneamento para facer fronte á recuperación dos custos ocasionados, a industria reduciu fortemente as súas emisións o que tivo como consecuencia que as instalacións de depuración se atopen sobre-dimensionadas e se ocasionaran elevados custos de investimento. Pola contra, Holanda baseouse primeiramente na adopción de instrumentos económicos para incentivar a redución dos vertidos industriais na orixe e, desta forma, a capacidade necesaria das depuradoras públicas foi inferior, e por tanto o gasto público no sector.

A contaminación foi considerada nos planos hidrolóxicos como o problema básico de calidade

A táboa 8.8 reflicte o peso das descargas industriais á rede de saneamento en canto a materia orgánica. En Holanda, Franza e Dinamarca obsérvase unha redución entre 1987 e 1997, consecuencia da adopción de medidas de prevención ou redución en orixe, sobre todo en Holanda.

Chama a atención o elevado peso da carga contaminante industrial galega conectada ao saneamento público, que supera a de países máis industrializados como Holanda ou Franza. Mais isto non é sorprendente, pois a rede pública de saneamento ven aceptando calquera tipo de vertido, sen exigencias en canto á parámetros de concentración e tipo de contaminantes. Un exemplo disto é a centralización en Bens, xunto cos vertidos municipais de A Coruña e os demais concellos da bisbarra, de todos os vertidos de polígonos industriais como os de Sabón e A Grela, entre outros. Isto non só carga ás administracións públicas co esforzo económico de sufragar as instalacións de depuración e o seu mantemento, cando se chegan a facer, senón que esas instalacións reciben unha contaminación específica (elevadas cantidades de contaminantes tóxicos procedentes de cada industria particular) para a que non están deseñadas. Este modelo dominado pola simples centralización dos vertidos incorre non só en ineficacia económica senón tamén ineficiencia ambiental (Soto, 2003).

Táboa 8.8. Descargas orgánicas do sector industrial á entrada dos sistemas públicos de tratamento (habitantes equivalentes per cápita)

	Holanda	Dinamarca	Franza	Galiza
Ano 1987	0.41	1.15	0.69	-
Anos 1996-1998	0.23	0.95	0.4	0.56
Fonte:	EEA, 2005			Xunta, 1998

As taxas sobre a contaminación das augas son baixas en Franza e España. No Estado español, o canon de saneamento non cubre os custos totais do saneamento, e todo indica que as cuantiosas subvencións da UE ao saneamento e depuración (arredor do 50% do investimento total e até o 85% do investimento en determinadas instalacións; máis de 3,8 billóns de euros dos fondos de cohesión no período 1993-2002) estanse aplicando con moi baixa eficiencia, con extensas redes de sumidoiros pouco xustificadas, con risco de sobredimensionar moitas infraestruturas de depuración, mentres outras nin se constrúen. Os gastos operacionais tamén se ven incrementados neste modelo.

A falta de claridade na responsabilidade institucional entre as diferentes esferas da administración (central, autonómica e municipal) en relación coa depuración é outro factor a ter en conta no caso español. Os concellos teñen as competencias en saneamento e depuración, máis carecen dos recursos necesarios e non son responsábeis da xestión dos mesmos. A ineficiencia é tamén unha consecuencia de que os programas de depuración se deriven de criterios políticos partidarios e da disociación que existe entre a xestión do servizo e a dos recursos para as instalacións. A situación desemboca no feito de que os concellos se ven abocados a correr co mantemento de custosas tecnoloxías de depuración para o que moitas veces non contan cos recursos, e sen poder elixir aquelas máis baratas e eficientes de acordo coas necesidades locais.

8.4. A CONTAMINACIÓN NOS RÍOS GALEGOS

A situación a comezos dos 90

A contaminación foi considerada nos planos hidrolóxicos en vigor como o problema básico de calidade. No ámbito do plano Norte I (Miño-Sil e Limia), as determinacións analíticas correspondentes aos anos 1990 e 1991, con elevados caudais nos ríos detectaron numerosas zonas de calidade inamisíbel (inferior a A3 e sen peixes) ou mínima (A3 e ciprínidos). A simulación da calidade das augas para períodos de caudais mínimos ofrecía unha situación xeneralizada de contaminación (Táboa 8.9).

Táboa 8.9. Calidade das augas nos sistemas Miño-Sil e Limia (situación en 1990-91)	
Situación medida (época de altos caudais)	Situación estimada para o caso de baixos caudais nos ríos
Inferior a A3 e sen peixes (inamisíbel): • Río Sil de Ponferrada ao encoro de Santiago • Río Cúa de Vega de Espinareda á confluencia co río dos Ancares • Río Cúa desde Cacabelos á desembocadura • Río Casoyo • Río Parga desde A Póboa • Río Barbaña • Río Arnoia desde Baños de Molgas ao río Sarga • Río Louro	Inferior a A3 e sen peixes (inamisíbel): • Sil desde Vilaseca de Laciana a Villablino • Sil desde Ponferrada ao encoro de Peñarrubia • Boeza desde A Ribeira • Río Tremor desde Tremor de Arriba • Río Cúa desde Lillo do Bierzo • Río Burbia desde Vilafranca • Miño desde Meira até o Miñotelo • Río Parga desde Guitiriz até o Roca • Río Moreda desde Taboada • Río Ferreira desde Castro • Arnoia desde Baños de Molgas • Barbaña desde Seixalvo • Barbantiño desde a confluencia co río de Maside • Arenteiro desde Carballiño • Río Deva desde A Cañiza • Río Tea desde Ponteareas • Río Louro • Río de Antela en 5 km desde Vilar de Barrio
A3 e ciprínidos (calidade mínima): • Sil desde o encoro de Santiago ao río Bibei • Río Cúa desde o río Ancares até Quilós • Río Boeza desde Bemibre • Arnoia desde o río Sarga ao Tuño	A3 e ciprínidos (calidade mínima): • Sil entre o encoro das Rozas e Bárcena • Sil entre o encoro de Peñarrubia e San Estebo • Sil entre os encoros de San Estebo e San Pedro • Río Boeza entre Iguña e A Ribeira • Río Cabreira entre La Baña e río Benueza • Río Casoio desde Casoio • Río Edo desde Castro Caldelas • Río Mao desde Bóveda • Río Cabe desde Monforte • Miño entre os ríos Miñotelo e Pequeno • Miño desde Rábade a Belesar • Miño desde Tui á desembocadura • Río Ladra desde Vilalba • Río Parga desde A Póboa • Río Narla desde Friol ao río Riazón • Neira desde Baralla a Laxes • Neira augas abaixo da Póboa • Río Sarria desde Sarria • Río Arnoia desde Rioboo a Baños • Río Avia desde o Arenteiro • Río Tea desde Mondariz a Ponteareas • Río Limia desde Sarreaus • Río Antela desde 5 km augas abaixo de Vilar de Barrio
A2 e ciprínidos ou superior • Resto dos ríos	A2 e ciprínidos ou superior • Resto dos ríos

No 78% das mostras de auga de Galiza-Costa superanse algúns valores guía para a vida das especies salmonícolas, debido principalmente ás concentracións de amoníaco e nítrito

No referido aos encoros, os de Belesar, As Conchas e Frieira presentaban nos anos 1990-1991 eutrofia moderada, e os de Bao, San Estebo, Velle, San Martín, Sequeiros, Montefurado e Castrelo de Miño mostran principios de eutrofia. Os restantes eran oligotróficos. Esta situación mantense, en rasgos xerais, na actualidade (MIMAN, 2004).

Por outra banda, e no referido ao saneamento, un estudo da Dirección General de Calidad de las Aguas do ano 1994 ofrecía os seguintes resultados sobre a situación de depuración das augas da Comunidade de Galicia: só o 25% da poboación dispuña de tratamento primario e secundario, mentres que o restante 75% non contaba con tratamento de ningún tipo. Esta porcentaxe baixaba ao 63% nos concellos de máis de 10.000 habitantes (62% da poboación) e subía ao 95% nos concellos de menos de 10.000 hab. (o outro 38% da poboación). Desde entón ten habido melloras, pero a depuración das augas continua introducándose a un ritmo moi lento, até o punto de incumprirense os prazos dados pola UE. A existencia de tratamentos terciarios era nula e segue sendo nula ou testemuñal.

A comezos dos noventa, un estudo encargado pola Xunta puña de manifesto o dramatismo da situación: "as condicións marcadas na lexislación actual sobre vertidos de augas residuais están moi lonxe de se cumpriren, debido ás deficientes infraestruturas de depuración e á nula eficacia dos sistemas de control... O incumprimento da normativa medioambiental comunitaria é case sistemático en todo o Estado Español, pero a situación é aínda máis precaria na Galiza".

A situación nos últimos anos

A información dispoñíbel acerca da situación sanitaria das augas superficiais non nos permite establecer a súa evolución dunha forma clara e contrastada. Os resultados dalgúns estudos non son coñecidos ou disponse só de información xeral ao respecto. O número de estacións variou fortemente dunha a outra campaña, e a súa localización tamén cambiou en ocasións. Algunhas das campañas de seguimento contaron cun número de estacións claramente reducido (23-34 estacións para todo o ámbito Galiza-Costa), de forma que os resultados non se poden considerar representativos do conxunto da rede fluvial sen risco erros importantes.

Con todo, algúns investigadores (Antelo e Arce, 1996) atoparon unha lixeira melloría na calidade das augas fluviais entre 1989 e 1993. Unha mellora notábel aínda que insuficiente tamén se rexistrou na ría de Vigo nos dous últimos anos, tras a posta en funcionamento da depuradora (Pérez, 2000). Por outra banda, e segundo se expón no capítulo 7 deste mesmo Caderno, estudos con diatomeas realizados a comezos da década dos 90 e tamén dez anos máis tarde indicaron que os ríos Anllóns e Sar seguen a presentar unha calidade das augas mala. Así mesmo, a ría de Pontevedra segue sen contar cunha depuración adecuada, tratándose do único leito cualificado pola Xunta como zona sensíbel de acordo coa normativa europea; e toda a bisbarra coruñesa verte directamente á costa os efluentes residuais, sen tratamento algún. Santiago de Compostela verte directamente ao Sar sen tratar até o 50% dos seus efluentes residuais urbanos (Soto, 2003). Estes exemplos indican o incumprimento actual da directiva 91/271/CEE, se ben este incumprimento é moito máis xeneralizado.

As augas fluviais das concas de Galiza Costa foron analizadas en diversas campañas polo grupo de investigación dos profesores Antelo Cortizas e Arce Vázquez, do Dpto. de Química Física da Universidade de Santiago. Estes investigadores tamén realizaron algúns estudos sobre as augas das Concas galegas intercomunitarias (Antelo e Arce, 1996).



Un informe destes investigadores resume a situación entre febreiro de 1999 e xaneiro de 2000, período no que realizan un seguimento mensual da calidade das augas en 23 estacións de mostraxe nun total de 20 ríos de Galiza-Costa. O estudo, do que se presenta un resumo dos resultados na táboa 8.10, incluíu a análise de 276 mostras. A calidade para a potabilización ven determinada fundamentalmente por parámetros de tipo físico-químicos, e os resultados indican en xeral unha calidade aceptábel. E canto á calidade das augas para a vida das especies salmonícolas, no 78% das mostras supéranse algúns valores guía, debido principalmente ás concentracións de amoníaco e nitrito. Estes e outros contaminantes son indicadores de vertidos de augas residuais con contaminación de tipo orgánico, como poden ser os vertidos residuais urbanos, moitos vertidos de tipo industrial, ou os xurros da gandeiría. Polas mesmas razóns, un 35,5% das mostras superan algún dos valores guía para a vida das especies ciprinícolas. As peores calidades rexístranse en relación coa aptitude das augas para o baño, xa que só o 4% das mostras son aptas, mentres que no 44% dos casos supérase algún valor guía, e no 52% son non aptas. Esta moi baixa calidade débese a unha situación xeneralizada de contaminación por microorganismos de tipo fecal.

Só o 4% das mostras de augas de Galiza Costa son aptas para o baño, mentres que no 44% dos casos supérase algún valor guía, e no 52% son non aptas

Táboa 8.10. Distribución do número de mostras (%) segundo a calidade das augas nos ríos de Galiza-Costa (1999-2000) (A partir de Antelo e Arce, 2000)

	Boa/Apta	Intermedia/Supérase algún valor guía	Inadmisíbel/Non apta
Potabilización	59,4 (A1)	38,8 (A2)	1,8 (A3 ou inferior)
Especies salmonícolas	21,7	73,2	5,1
Especies ciprinícolas	64,5	30,4	5,1
Baño (contam. Microbiolóxica)	4,0	44,4	51,6

Con vixencia para os anos 2003-2005, o Organismo Autónomo Augas de Galicia asinou un convenio coa Universidade de Santiago de Compostela para a realización dun estudo sobre a calidade das augas superficiais en Galiza-Costa. Nun total de 34 estacións que configuran a rede de control da calidade das augas superficiais de Galiza-Costa determinouse a clasificación das augas de acordo coa súa aptitude para a potabilización, para a vida dos peixes, e tamén a calidade biolóxica segundo parámetros baseados en macroinvertebrados bentónicos. A raíz dos resultados, e diante dunha solicitude feita pola Asociación ADEGA, o informante, xefe da Área de Calidade das Augas de *Augas de Galicia* conclúe que existe unha tendencia á mellora nos últimos anos até 2004, ano no que tres cuartas partes das estacións cumprirían obxectivos. Porén, a información achegada non permite contrastar tal afirmación.

Principais focos de contaminación puntual nos ríos galegos

Pode interesarnos dispor da información traballada e presentada de tal xeito que permita visualizar de forma sinxela a situación xeral dos ríos. Antelo e Arce (1996) calcularon o Índice de Calidade Química (ICQ) para a campaña analítica do ano 1993, no que seleccionaron 93 estacións nos ríos de Galiza-Costa 100 nas bacías intercomunitarias (Eo, Navia, Limia, Támega, Miño, Sil) e determinaron 24 parámetros físico-químicos. Valores do índice ICQ que superan o valor medio dos ríos corresponden a situacións de degradación das augas. A representación gráfica destes índices permite observar comparativamente e dunha forma sinxela a calidade das augas e os puntos nos que existe contaminación. Outra alternativa é recorrer aos



mapas de calidade das augas para a potabilización ou para a vida dos peixes, tamén obtidos polos referidos investigadores (Antelo e Arce, 1996) para o ano 1993.

Na táboa 8.11 móstrase de forma resumida a información dispoñíbel sobre os tramos máis deteriorados dos ríos galegos a mediados dos anos 90 (Antelo e Arce, 1996). A situación actual ten mellorado nalgúns casos, mais non en todos eles. Os vertidos urbanos e industriais de diferente tipo son a causa xeral desta contaminación. O amoníaco, xunto con outros compostos do nitróxeno e fósforo, a materia orgánica (DBO), a acidez e a contaminación microbiana eran e seguen a ser os principais axentes perturbadores.

Táboa 8.11. Situacións de forte contaminación nos ríos galegos (A partir de Antelo e Arce, 1996)			
CONCA	Zona	Vertidos	Parámetros
Bacías de Galiza-Costa			
MASMA	Deterioro no Masma a partir da desembocadura do Valiñadares		NH ₃ ,
OURO	Tramo final		NH ₃ ,
LANDRO		Vertidos dunha piscifactoría	
XUVIA		Vertidos urbanos de San Sadurniño	NH ₃ ,
EUME	Punta na zona de As Pontes e impacto até a desembocadura	Vertidos de Endesa	pH ácido (<6 en todo o río), Sulfatos, NH ₃ ,
MERO	No afluente Valiñas e parte final do Mero		Nitratos
ANLLÓNS	Paso por Carballo	Vertidos urbanos e industriais	DBO, SS, NH ₃ , PO ₄ ³⁻ , patóxenos, O.D.
Bacías intercomunitarias			
MIÑO (Lugo)	Paso pola cidade e EDAR de Lugo, e afluente Rato contaminado	Vertidos urbanos de Lugo	DBO, SS, NH ₃ , Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos
MIÑO (Portomarín)		Lixeiro deterioro xeral	Nitritos
MIÑO (Ourense)	Paso pola cidade e recepción dos afluentes Lonja e Barbaña fortemente contaminados	Vertidos urbanos e industriais (polígono San Cibrao da Viñas)	DBO, SS, NH ₃ , Nitratos, Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos
BAIXO MIÑO	Afluente Louro altamente contaminado	Vertidos urbanos de O Porriño e do Polígono Industrial	
SIL		Vertidos urbanos e industriais de Ponferrada	DBO, SS, NH ₃ , Nitratos, Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos
LIMIA	Baixo caudal no río ao paso por Xinzo	Vertidos urbanos de Xinzo	DBO, SS, NH ₃ , Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos, O.D.

8.5. CONCLUSIÓNS

Os estudos dispoñíbeis sobre a situación dos ríos galegos indican unha boa calidade química, se ben a información é parcial e limítase á contaminación por materia orgánica biodegradábel e elementos nutrientes, maiormente, mentres que a presenza de praguicidas e eutros contaminantes químicos prioritarios permanece sen estudar. Con todo, os vertidos orgánicos aos ríos implican concentracións de amoníaco elevadas nos ríos, o que fai que a maior parte dos nosos leitos fluviais pre-



senten augas pouco aptas para a vida das especies salmonícolas. Máis acusada é a situación de contaminación microbiana, derivada en boa medida dos vertidos urbanos sen depurar, mais tamén do uso de xurros da gandeiría. Respecto a isto, podemos falar dunha situación de contaminación xeneralizada, clasificándose a maior parte das augas como non aptas par ao baño.

No que se refere á depuración de augas residuais urbanas, na actualidade incúmprese en grande medida os obxectivos de depuración que, co horizonte último de 2005, fixou a Directiva do ano 1992. Galiza conta con poucas depuradoras, a pesar do elevado gasto en saneamento, debido ao carácter fortemente centralizado dun modelo que fai destinar a maior parte dos investimentos ás redes de sumidoiros. Por outra banda, as instalacións de depuración existentes non inclúen unha depuración avanzada como podería ser necesario (faltan estudos básicos tamén neste sentido) e mostran altos custos de investimento e mantemento. No seu conxunto, o modelo de saneamento do Estado español presenta unha baixa eficiencia económica en relación con outros países europeos, debido, entre outras razóns á escasa atención prestada a redución en orixen da contaminación industrial.

Bibliografía

- Antelo, J.M. e Arce, F. (1996). As características físicoquímicas das augas superficiais. En *As Augas de Galicia*. F. Díaz-Fierros Viqueira (Ed). Consello da Cultura Galega, 1996, Santiago.
- Antelo, J.M. e Arce, F. (2000). Calidad de las aguas de los ríos de Galicia-Costa. Xornada científico-técnica sobre a auga e os ríos. ADEGA, Santiago de Compostela, 17 de xuño.
- Díaz Fieros, F. (2000). A calidade das augas subterráneas en Galicia. Xornada científico-técnica sobre a auga e os ríos. ADEGA, Santiago de Compostela, 17 de xuño.
- EEA (2005). Effectiveness of urban wastewater treatment polices in selected countries: an EEA pilot study. EEA Report nº 2/2005. Copenhagen.
- Hernández, R. (1990). Depuración de aguas residuales. Ed. Paraninfo, Madrid.
- Marsalek e outros (1999). *Wat.Sci. Tech*, Vol. 30, Nº 12, páx. 33-39.
- MIMAN. Las aguas continentales en la Unión Europea. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 2004.
- Pérez, F. Xornadas de estudo e debate sobre o medio litoral, ADEGA, O Grove, marzo 2000).
- Quintela, M. A. (2001). Disrupción endocrina. *Cerna* 33, 19-21.
- Soto, M. (1994). Tratamento de augas residuais. En *Os residuos na Galiza*. VV.AA. Baía Ed. A Coruña.
- Soto, M. (2003). Alternativas de saneamento e sustentabilidade. *ADEGA-Cadernos* 11, 37-48.
- Xunta (1998). Segundo plano de saneamento de Galicia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, decembro 1998.

9. MÉTODOS DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FLUVIAIS

Joaquín Navarro Hevia, e Asier Sáiz Rojo

9.1. INTRODUCCIÓN

Durante as últimas décadas estanse practicando nos chamados países desenvolvidos técnicas e métodos de traballo que perseguen a restauración de ríos e ribeiras degradadas para recuperar os valores naturais, paisaxísticos e de ocio que antano ofrecían á humanidade. Os sistemas ribeirños á vez que nos achegan valores estéticos, socioculturais, históricos e ecolóxicos, controlan a erosión e as escorrentías nas marxes, incrementan a súa estabilidade e proporcionan un sistema natural de defensa contra avenidas. Tamén melloran a calidade das augas ao conformar unha barreira filtrante fronte a pesticidas e fertilizantes; conservan intactos os frezadeiros das nosas especies piscícolas, manteñen os leitos que sustentan as ameixas e mexillóns de río; e crean numerosos e diversos refuxios para a fauna asociada, como a lontra, o picapeixe, as garzas, as garzas denoiteiras, etc.

A restauración dunha boa parte dos nosos leitos fluviais e das súas ribeiras, alterados ou destruídos pola presión urbana e agraria, implica a recuperación dun complexo ecosistema que nos ofrece importantes beneficios ambientais e sociais, pero do que a veces temos perdida a imaxe natural de referencia. Resulta complicado imaxinar como eran centos de anos atrás moitas das nosas ribeiras e ríos. Sobre todo, as que atravesaban ou se asentaban en espazos hoxe ocupados polas cidades ou que foron desmontadas para pastos e cultivos.

Existe hoxe en día unha corrente mundial no ámbito da restauración de ecosistemas perturbados cuxo obxectivo principal consiste na recuperación dos ecosistemas en relación a un nivel axeitado de saúde, integridade e sustentabilidade, é que se denomina como *Restauración Ecolóxica*. Algúns países como EE.UU., Suíza, Austria, Franza e Reino Unido levan xa anos executando unha serie de técnicas que axudan á consecución destes obxectivos. Trátase de técnicas baseadas no emprego da vexetación soa ou combinada con materiais propios da enxeñaría civil para recuperar as marxes dos ríos. Estas técnicas englobanse dentro do que hoxe se coñece como *Enxeñaría Naturista*, *Estabilización Biotécnica* ou *Bioenxeñaría de Solos*. Baséanse nas experiencias dos nosos antepasados na protección fronte a riadas ou na estabilización de ladeiras mediante o emprego de plantas, ramas, troncos, pedras, barro e rochas, combinándose actualmente cos materiais que a enxeñaría de obras públicas utiliza na construción (aceiro, formigón, xeotéxtiles, prefabricados, etc.).

Porén, convén lembrar que moitas destas técnicas, ou a base das mesmas, xa eran coñecidas e executadas no Estado español polos servizos forestais a finais do sécu-



lo XIX e principios do XX. Até finais dos anos 30, os servizos hidrolóxico-forestais actuaron sobre torrentes, dunas, ríos e ladeiras afianzándoos e revexetándoos mediante técnicas como as estacadas ou cercados, os feixes, os leitos e colchóns de ramaxe, etc. Posteriormente, co desenvolvemento da construción e maquinaria, todas estas técnicas foron abandonadas e case esquecidas, sendo necesario na actualidade a súa revitalización e posta ao día cos novos materiais que o mercado pon á nosa disposición.

A Restauración Ecolóxica é unha corrente mundial que busca un nivel axeitado de saúde, integridade e sustentabilidade na restauración de ecosistemas perturbados



Figura 9.1. Fixación de dunas en Guardamar de Segura (Alacante) mediante cordóns de ramaxe a principios do século XX (Fonte: Ministerio de Fomento, 1998)

Porén, estes métodos de bioenxeñaría tamén presentan algunhas limitacións, como son:

- A súa execución está ligada a unha determinada estación do ano, sendo necesario realizar estas técnicas en época de repouso vexetativo.
- Necesitan un período de enraizamento que pode comprometer a permanencia da obra. É dicir, ao traballar con plantas existe un período de carencia até o seu rebrote ou establecemento. Se durante este tempo sucede un evento extraordinario non esperado, estas técnicas poden fallar. Isto exige un profundo coñecemento das características climáticas da zona, dos niveis de caudal ordinario e extraordinarios que circulan polos ríos, da frecuencia e duración dos episodios para estimar as áreas e épocas de risco, etc.
- Resulta necesaria unha certa experiencia, o que non é fácil, sobre todo en España, onde estas técnicas comezaron a desenvolverse de novo hai moi pouco tempo. A experiencia dos nosos enxeñeiros precedentes ficou perdida no tempo e hoxe estamos reinventando o que os enxeñeiros forestais xa sabían a finais do século XIX e principios do XX.
- Aínda que tecnicamente estes métodos poden ser executados en calquera ambiente, determinadas condicións de rochividade, pedregosidade, déficit hídrico, altitude excesiva, caudais e velocidades de fluxo, falta de luz ou a presenza de elementos tóxicos poden limitar o seu éxito. Polo tanto, hai que estudar moi ben cada caso e as posíbeis alternativas.

En xeral, estas técnicas agrúpanse en tres grandes bloques:

1. Vexetación soa ou combinada con materiais construtivos (MT) para o control da erosión superficial.

2. Vexetación soa ou combinada con materiais construtivos (MT) para o control da erosión superficial e conseguir unha certa estabilización do terreno.

3. Estruturas ou materiais construtivos (MT) combinados con vexetación para asegurar unha firme estabilización dos terrenos.

Á continuación descríbense brevemente algunhas das técnicas máis significativas. Outras similares ou con variacións na súa execución poden atoparse en textos especializados na materia (véxase a bibliografía adxunta). Así mesmo é competencia do técnico proxectista a posibilidade de combinar estas técnicas entre si para deseñar e calcular a solución máis apropiada.

9.2. VEXETACIÓN SOA OU COMBINADA CON MT PARA O CONTROL DA EROSIÓN SUPERFICIAL

Neste grupo atópase un conxunto de técnicas empregadas para conseguir unha cuberta vexetal inmediata, ou o máis rápido posíbel, sobre a superficie do terreno evitando a erosión do solo polas choivas, a escorrentía, a oleaxe ou as correntes.

Pódense distinguir neste grupo as seguintes técnicas:

- *Biorolos*: rolos fabricados con fibra vexetal, de coco ou outros materiais, duns 60 cm de diámetro, que se cravan na beira do leito, ofrecendo protección fronte á corrente e á pequena oleaxe. Poden ser instalados plantando carrizos, espadanas, etc, no seu interior, favorecendo así a revexetación inmediata e a integración paisaxística.



Figura 9.2.
Biorolos de coco ao borde dun río en Brasil (Fonte: deflor Bioengenharia, 2002)



Figura 9.3.
Instalación dunha rede de coco sobre terra vexetal nunha cárcava en Palencia (Navarro et al., 1997)

A Restauración Ecolóxica baséanse nas experiencias tradicionais fronte a riadas ou na estabilización de ladeiras mediante o emprego de plantas, pedras e outros materiais naturais, combinados en ocasións con materiais modernos

A Restauración Ecolóxica exige un profundo coñecemento das características climáticas da zona, niveis de caudal ordinario e extraordinarios, e da frecuencia e duración dos episodios para estimar as áreas e épocas de risco, etc

- Sementeira convencional: sistema de revexetación para pendentes moderadas (<15%-20%) e con bo acceso. Pódese realizar de forma manual ou con maquinaria.

- *Cubrición con tepes*. Consiste na instalación de pranchas de céspede, cespedóns ou alfombras de herba cultivada en viveiro que se grapan nos ribazos ou noiros en pendente, ofrecendo unha cuberta vexetal de carácter herbáceo de forma inmediata.

- *Protección con alfombras ou redes elaboradas con fibra vexetal*: (palla, coco, esparto, fique,...) que se grapan sobre o terreno proporcionando unha cobertura inmediata. Baixo as mesmas soe proxectarse unha hidrosementeira, se ben tamén as hai dispoñíbeis con sementes no seu interior.

- *Hidrosementeira*: Mestura de sementes, auga, fertilizante e un produto ligante (estabilizador) proxectada mediante canón hidráulico para revexetar fortes pendentes (> 15%-20%). Pódense realizar nunha, dúas ou tres fases para asegurar un mellor recubrimento e protección. Permiten o emprego de sementes de especies leñosas para acadar un estrato arbustivo.

9.3. VEXETACIÓN SOA OU COMBINADA CON MT PARA O CONTROL DA EROSIÓN SUPERFICIAL E A ESTABILIZACIÓN

Englóbanse técnicas que conseguen unha certa estabilización do terreno e o control da erosión superficial mediante a execución de estruturas elaboradas con base a ramas vivas ou plantas xunto con outros materiais de obra civil.

- *Capas de ramaxe vivo*: Son ramas (principalmente dos xéneros *Salix* e *Populus*) que se suxeitan sobre o terreno e o cobren a modo de esteiras. Posteriormente as varas enraízan no terreno estabilizándoo e permitindo a saída de numerosos brotes. Require un terreno húmido que favoreza o crecemento vexetal.



Figura 9.4. Hidrosementadora e ao fondo ladeiras hidrosementadas (foto: J. Navarro)

- *Xeomallas 2D e 3D*. Mallas plásticas en dúas ou tres dimensións que serven para reforzar o solo fértil revexetado e evitar que o arrastre a corrente. Cando se aplican en marxes e leitos de ríos e regueiros debe terse en conta a velocidade da auga

en función do tipo de malla. As xeomallas 3D poden soportar velocidades superiores aos 4 m/s en períodos duns dous días.

- *Xeoceldas*. Son estruturas reticulares (celdas plásticas) que se colocan sobre o lugar a revexetar, como un panal de abellas e se reenchén con terra vexetal que se planta ou se sementa. Presentan diferentes espesuras, de 10 a 30 cm e poden estar furados ou non en función da necesidade de drenaxe. Están dispoñíbeis en varias cores.

- Bloques cerámicos ou de formigón. Son bloques ocos que se colocan sobre o solo constituíndo un solado que se reénche con terra vexetal para a posterior plantación ou sementeira. Tamén se poden executar de forma graduada, constituíndo muros de estabilización e protección revexetábeis. Nos cursos de auga, os ocos entre os elementos destes muros serán menores canto maior sexa a velocidade da corrente.



Figura 9.5.
Revexetación e
estabilización de
ladeiras median-
te xeoceldas
(Fonte: Presto,
2000)



Figura 9.6.
Bloques ocos de
formigón prote-
xendo a ribeira
do Río Chico
(Ávila) (Foto: A.
Sáiz)

- Cercas ou estacadas trenzadas. Consisten na colocación sobre o terreno de ramas vivas de salgueiro e chocho entrelazadas entre estacas cravadas sobre o terreno a modo dos cestos de vimbio. Este sistema ademais de conseguir a revexetación da marxe ofrece unha estabilidade da mesma tras a súa instalación grazas ao entresado das varas vexetais.

- *Feixes*: feixes de ramas e plantas vivas de salgueiro e chopo, formados por unhas 10-12 ramas atadas con cordas, que se colocan nunha gabia e se cravan ao terreno formando fileiras paralelas ás curvas de nivel. Posteriormente entérranse coa terra procedente da escavación.

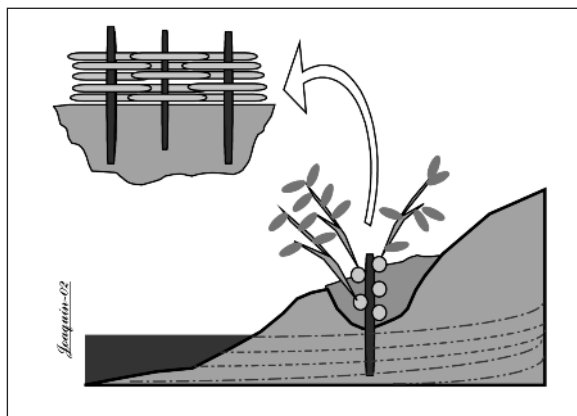


Figura 9.7. Detalle da execución dunha estacada trenzada (Sáiz et al, 2003)

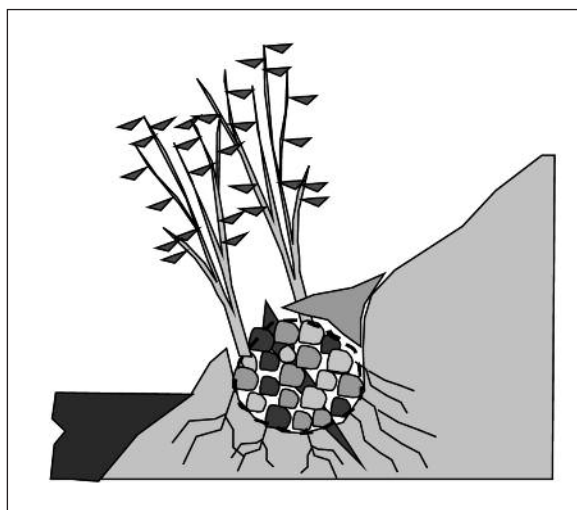


Figura 9.8. Detalle de execución dunha feixe de ramas (Sáiz et al., en prensa)



Figura 9.9. Estacada trenzada no río Carrión (Palencia) (Foto: J. Navarro)

- *Plantación de escallos, brotes ou pugas*: Mediante a plantación de estaquiñas de especies vexetais con gran capacidade de rebrote (salgueiro ou chopo e plantas de amieiro, bidueiro, pradairo, freixo, ulmeiro, etc.) pódese atinxir un certo grao de estabilidade en función da densidade de plantación.

9.4. MT COMBINADOS CON VEXETACIÓN PARA ESTABILIZACIÓN

Este conxunto de técnicas engloba, entre outras, diversas clases de muros realizados con rocha, vimbios, madeira, terra reforzada, xardineiras ou bloques prefabricados combinados con vexetación que axuda a proporcionar unha maior resistencia, estabilidade e enmascaramento. Entre elas distínguense:

- *Muros de coieira con vexetación*. Ao ir construíndo as escolleiras clásicas insírense nos ocos, ancorados no terreno natural, estacas ou plantóns de diversas especies de ribeira ou propias do lugar, embutidas na terra natural sobre a que se apoia a escolleira. Tamén se poden xerar ocos especiais para introducir plantas xunto con terra vexetal.

- *Cestóns e coirazas con vexetación*. Os gavións constitúen gaiolas de malla de aceiro que se reenchén con grixos, cosendo entre si a malla con arame. Ao executar os gavións pódese introducir á vez estacas ou plantóns de salgueiros, chopos, amieiros, conectadas ao terreno natural tras o gavión.

- *Muros xardineira*. Son muros que se compoñen de bloques prefabricados que deixan unha serie de ocos para introducir diversos tipos de plantas. Non soen executarse con pendentes superiores a 80°.

- *Muros de terra reforzada*. Constan de diversas capas de terra reforzada con xeotéxtiles e que exteriormente se suxeitan mediante unha armadura de aceiro corrugado ou malla xeotéxtil de reforzo. O paramento exterior hidroseméntase e queda totalmente cuberto de herbáceas. A súa pendente de execución non soe superar os 60°, e non se recomenda superar os 6 m de altura.

- *Muros de madeira con vexetación*: Son muros realizados con madeira escuadrada ou rollizos ensamblados e que deixan ocos para emprazar estaquiñas ou plantas de ribeira. A altura de execución non soe superar os 4 m.

- *Muros esculpidos*. Consisten en proxectar formigón tintado sobre un enreixado metálico simulando a aparencia da rocha propia do lugar.

Combinando materiais construtivos e vexetación búscase o control da erosión, a estabilización dos terrenos das marxes, ou ambos obxectivos á vez



Figura 9.10. Muro de bloques ou xardineiras en Cristo del Otero (Palencia)
(foto: J. Navarro)

En ocasións, cando o dano xa se produciu, ou mentres se espera a execución dun proxecto de restauración, pódense aplicar diversas medidas de controle dos sedimentos

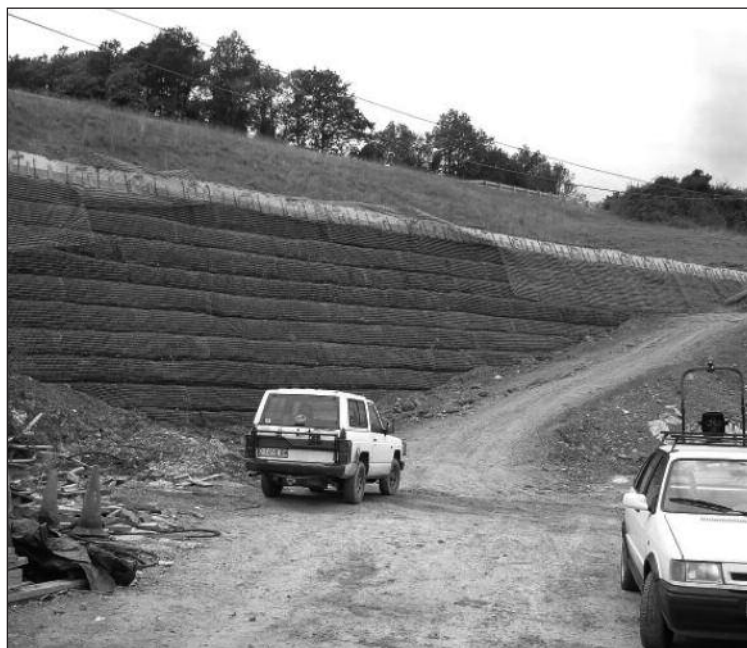


Figura 9.11. Muro de terra reforzada recentemente construído na Autovía A-68 en Llera (Asturias) (foto: A. Sáiz)



Figura 9.12. Aspecto dun muro de terra reforzada no País Vasco (zona do sinal de tráfico) tras unha sega de mantemento (foto: J. Navarro)

9.5. OUTROS MÉTODOS DE CONTROLE DA EROSIÓN E A ESCORRENTÍA

As técnicas descritas nos apartados anteriores caracterízanse por protexer e estabilizar os terrenos, para evitar a erosión, controlar a escorrentía e conseguir a integración paisaxística e ecolóxica da zona. En ocasións, cando o dano xa se produciu, ou mentres se espera a execución dun proxecto de restauración, pódense aplicar diversas medidas de controle dos sedimentos. Estas medidas evitarán que as partículas de terra arrastradas pola escorrentía que se xera na construción de estradas, ferrocarrís, edificios, etc, próximos a un río, atinxan as augas naturais, mantendo así a súa calidade e protexendo, no seu caso, a fauna acuícola, evitando o aterramento de encoros e diminuindo os custos de depuración.

Algunhas das medidas a aplicar durante a execución deste tipo de obras para a protección dos nosos ríos son:

- Controle do tempo de exposición dos terrenos aos axentes erosivos. Trátase de comezar os labores de revexetación de ribazos dunha obra sen esperar a que a actividade se termine ou até poucos días antes da inauguración (como sucede con moitas estradas, vías de ferrocarril, canais, rectificación de ríos, etc).

- Remodelación selectiva do terreno: Consiste na suavización da xeometría do terreno, evitando arestas, alturas e pendentes excesivas.

- Construción de barreiras temporais. Baséase en dispor pantallas ou dispositivos que interceptan a escorrentía superficial e os sedimentos, evitando que alcancen directamente os leitos naturais. Poden realizarse cordóns de terra, alpacas de palla ou pantallas mediante xeotéxtiles.

- Bolsas filtro. Consisten en bolsas especiais de grandes dimensións feitas con plástico poroso, que se colocan nos puntos de confluencia da escorrentía e sedimentos, obrigando a que o caudal circulante penetre na bolsa e se reteñan as partículas arrastradas.

- Balsas de decantación. Baséanse na escavación ou construción dunha balsa de dimensións suficientes para a sedimentación do material sólido que arrastra a escorrentía evitando o seu vertido nos leitos naturais.

Trátase de comezar os labores de revexetación de ribazos dunha obra sen esperar a que a actividade se termine ou até poucos días antes da inauguración



Figura 9.13. Alpacas de palla no río Nora (Asturias) para evitar a chegada parcial de sedimentos das obras dunha autopista (foto: J. Navarro)



Figura 9.14. Balsa de decantación con sedimentos retidos pola construción dun viaduto no río Nora (Asturias) (foto: J. Navarro)

Bibliografía

- Deflor Bioengenharia. 2002. Soluções ambientais definitivas. Deflor Bioengenharia. Belo Horizonte.
- Ministerio de Fomento y Medio Ambiente. 1998. España 1998. Revista de los Ministerios de Fomento y Medio Ambiente, nº 466.
- Navarro, J., Serrano, C., Ugalde, M., Oria de Rueda, J.A. y Jonte, M.A. 1997. Utilización de geotextiles en la corrección de cárcavas del Cristo del Otero (Palencia), en Puertas, F. y Rivas, M. (eds.) Irati 97, Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso. Tomo II: 443-448.
- Navarro, J. 2002. Mejora del hábitat acuático mediante actuaciones en riberas, en Jornadas sobre Pesca y Medio Ambiente. Ed: Agrupación de Pescadores Ríos de Las Merindades. Villarcayo: 39-50.
- Otaola-Urrutxi y Navarro, J. 1998. Primeras experiencias en la restauración de la ribera del Río Carrión a su paso por Pino del Río (Palencia) mediante técnicas de Bioingeniería. II Congreso de Ingeniería del Paisaje. Asociación Española de Ingeniería del Paisaje. A Coruña: 63-71.
- Presto. 2000. Perforated Geoweb Cellular Confinement System. Presto Products Company. WI.USA. 8 p.
- Sáiz, A., Ronda, F.J., Navarro Hevia, J. y Martínez de Azagra, A. 2003. Métodos de restauración de márgenes fluviales: zarzos o empalizadas trenzadas. Ríos con vida. Publicación de AEMS-Ríos con Vida, nº 71: 32-35.
- Sáiz, A., Navarro Hevia, J., Ronda, F.J. y Martínez de Azagra, A. Métodos de restauración de márgenes fluviales: Fajinas. Ríos con vida. Publicación de AEMS-Ríos con Vida (en prensa).
- Schmidt, G. e Otaola-Urrutxi, M. 2002. Aplicación de Técnicas de Bioingeniería en la restauración de ríos y riberas. CEDEX. Ministerio de Fomento. Madrid. 111 p.

10. GALIZA, O PAÍS DOS CEN MIL RÍOS

Antonio Presas García

10.1. INTRODUCCIÓN

Hai un feito claro: o número de ríos que atopamos nun mapa depende basicamente da súa escala. Nos mapas con escala pequena, denominador moi grande, tan só están representados os ríos máis importantes, mentres que nos mapas topográficos a gran escala, denominador pequeno, o número de ríos aumenta significativamente, dependendo o seu trazado da habilidade do cartógrafo.

Porén, cando se analizan mapas topográficos a escalas suficientemente detalladas, non sempre existe unha relación directa entre o aumento do número de correntes fluviais e o incremento de escala. Sucede a miúdo, que un mapa a escala 1/50.000 ten representadas máis correntes fluviais que outro á escala 1/25.000, a pesares de que ambos os dous sexan editados polo mesmo organismo, pero elaborados por diferentes equipos. Isto aínda é máis rechamante cando se comparan cartografías elaboradas por empresas topográficas diferentes. Neste caso a escala pode resultar menos determinante do que parece a simple vista.

¿Porque son tan grandes as diferenzas entre os distintos mapas? ¿Cantos ríos hai en Galiza? ¿Que é un río?. En Galiza os ríos son un elemento integrador da paisaxe e na sabedoría popular das nosas xentes atópanse diferentes definicións do concepto río. Estas son algunhas das afirmacións propostas popularmente:

- *Río é unha canle natural que leva a auga sobrance do solo a outro río ou ao mar*
- *Río é unha corrente de auga permanente que nunca se seca*
- *Unha corrente de auga na que hai troitas e outros peixes*
- *Por onde vai a auga que recae dos montes, prados e devesas*
- *Un sitio fondo, cuberto por árbores, por onde circula a auga que sae dos mananciais*
- *Unha canle de auga capaz de mover un muiño*

En todas estas definicións suponse que un río debe levar sempre auga debido ás especies condicións climáticas de Galiza; pero na ciencia popular tamén se estableceu unha clasificación xerárquica das redes fluviais. Segundo o seu tamaño e caudal atopamos: río, arroio, regato, regueiro, regueiriño, rego, reguiño. Porén, esta clasificación é máis cualitativa que cuantitativa e aparece rexistrada profusamente na nosa toponimia hidrolóxica (hidrotoponimia). As correntes fluviais de rango máis

A sentenza do "país dos dez mil ríos", de Álvaro Cunqueiro, pode converterse nunha realidade empírica, cando se realice un reconto hidrográfico exhaustivo da nosa rede fluvial. Mais o número de ríos debe superar amplamente a cifra dos cen mil



baixo, tamén se supón que levan sempre ou case sempre auga pola súa canle. O problema está naquelas canles que tan só levan auga na época de chuvias abundantes ou despois de intensas treboadas. Nestes casos chega a dicirse que son “*regueiros de chuvia*”, para diferenciarlos dos de carácter permanente.

Na nosa xeografía son máis abundantes estes regueiros de chuvia, de carácter intermitente, que os de carácter permanente, que son os denominados propiamente ríos. Por todas estas circunstancias, é lóxico que na cartografía á hora de sinalar un río, un afluente, un subafluente ou un pequeno regato existan dúbidas; pero isto non xustifica as numerosas omisións de canles fluviais en moitos mapas.

Supoñamos que un cartógrafo formado nun ambiente de clima mediterráneo teña que realizar un rexistro hidrográfico sobre un mapa topográfico dunha zona calquera de Galiza. O normal é que omita unha gran parte dos regatos de primeira e segunda orde, polo seu carácter de correntes fluviais de punta de rede, ao non ter unha vexetación riparia que os identifique.

O primeiro obxectivo é determinar, mediante o método indutivo, o número aproximado de ríos que pode haber en Galiza

10.2. OBXECTIVOS

O número real de ríos existentes en Galiza é enorme. Neste traballo preténdese, por indución, chegar a unha estimación aproximada do seu número. Os obxectivos principais deste traballo, a grandes trazos, son os seguintes:

- Determinar, mediante o método indutivo, o número aproximado de ríos que pode haber en Galiza.
- Establecer unha estimación aproximada do número de correntes fluviais que non aparecen reflectidas nos mapas
- Establecer unha xerarquización provisional da rede fluvial galega
- Calcular as relacións de bifurcación (Rb) de cada orde, en base aos datos de referencia.
- Diferenciar áreas xeográficas de características similares, tendo en conta as súas redes fluviais.

10.3. ANTECEDENTES

Sendo Galiza unha nación con innumerábeis ríos, o certo é que a nosa comunidade científica tense fixado polo de agora pouco neles. Iso non quere dicir que non se teñan realizado diversos traballos de carácter puntual no último cuarto de século, pero globalmente a cuestión non se ten abordado na súa plena dimensión.

En 1977, R. Otero Pedrayo, publicou a obra titulada “Os ríos galegos” na que enumeraba e describía redes hidrográficas en conxunto. A súa obra era de carácter puramente descritivo, como a xeografía daquela época.

Posteriormente xeógrafos como A. Pérez Alberti e Rodríguez Martínez-Conde, estudaron determinadas redes fluviais desde perspectivas xeográficas moi concretas e baixo puntos de vista precisos. Tamén realizaron traballos sobre algúns ríos galegos os xeólogos R. Vidal Romaní e Asensio Amor, pero tendo en conta especialmente o seu carácter de axentes de transporte de aluviós, formación de terrazas, etc.

En 1992, os xeógrafos F. Río Barja e F. Rodríguez Lestegás publicaron a obra titulada “Os ríos galegos”, tentando analizar e encadrar as concas hidrográficas desde diversos puntos de vista: relevo, xeoloxía, xeomorfoloxía, pluviometría, per-



fil do río, caudal, réxime e aproveitamentos. Neste momento, esta obra é unha auténtica enciclopedia sobre os nosos ríos.

En 1993, o profesor F. Díaz Fierros e colaboradores, na obra titulada “As concas fluviais de Galicia”, acometen mediante fichas descritivas con diversos parámetros, a análise de 77 concas galegas co obxecto de determinar a súa vulnerabilidade á contaminación difusa.

En canto ás obras publicadas fóra de Galiza caben destacar os traballos de Masachs (“El regimen de los ríos peninsulares”, 1948), os estudos de M^a Sala Sanjaume (Universidade de Barcelona), que tenta xerarquizar os ríos españois, ou M. Arenillas Parra e C. Sáenz Ridruejo (“Los ríos”, 1987), especialmente na análise que realizan do sistema Miño-Sil.

Catalogar tódolos ríos da nosa Comunidade, establecer dominios hidráulicos e velar pola súa conservación é unha obriga non asumida pola Xunta de Galiza, que permanece eternamente somnámbula diante do problema.

10.4. METODOLOXÍA

Por lóxica, suponse que a representación cartográfica de redes fluviais depende da escala á que están trazados os mapas. Como se manifestou anteriormente, esta afirmación non é totalmente exacta, pero pode aproximarnos á realidade. De feito, a única maneira de obter redes fluviais completas, con tódolos cursos polos que circula auga continua ou ocasionalmente, consiste en recorrer a mapas a gran escala (1/25.000 ou 1/10.000), utilizar fotografías aéreas a unha escala similar e desprazarse ao terreo para efectuar comprobacións.

Trazar a rede fluvial de Galiza, que ten unha superficie de 29.500 Km², seguindo esta metodoloxía escapa aos obxectivos desta investigación, porque empregando o MTN a escala 1/50.000 farían falta 83 follas, ou 260 no caso de empregar mapas

Sendo Galiza unha nación con innumerable ríos, a nosa comunidade científica tense fixado polo de agora pouco neles

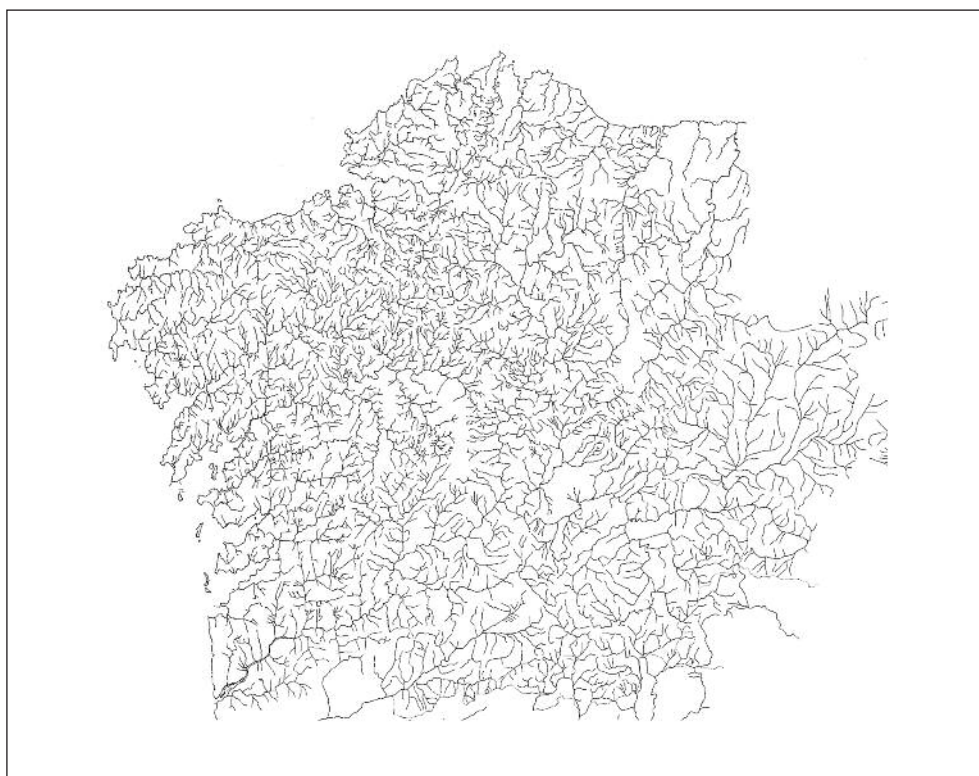


Figura 10.1. Representación da rede fluvial galega

a escala 1/25.000. Ampliar trazados con fotografías aéreas complicaría aínda máis o traballo e realizar recorridos polo campo faríao imposíbel.

Así pois, trazouse nunha folla de papel vexetal a rede fluvial recollida no mapa de Galiza do Instituto Xeográfico Nacional á escala 1/250.000, publicado en 1981. No caso dos ríos doutras Comunidades ou afluentes portugueses do Miño, empregouse a cartografía do Atlas de España, tamén a escala 1/250.000, publicado en 1992 por El País-Aguilar. Como as medidas deste mapa hidrográfico eran de 0,90 por 1,05 metros, reduciuse en fotocopiadora dixital a tamaño normal.

Na figura 10.1 aparece representada a rede fluvial galega á que se engaden tanto os ríos que nacen en Galiza e desembocan en Asturias, os nados en León e finalmente galegos, así como os nados en Galiza e finalizados en territorio portugués. A efectos de manter unha referencia de medida engadíuselle a escala gráfica.

Sobre este mapa estableceuse a xerarquización fluvial seguindo o modelo de Horton (1945), modificado posteriormente por Strahler (1964). As correntes fluviais, segundo as veces que conflúen noutras da mesma categoría van configurando unha orde superior, até acadar un valor máximo, que corresponde ao río principal.

A outra referencia, sobre a que se aplicou o método indutivo, é a rede fluvial do río Arnego (Ulla), obtida mediante uso de cartografías a gran escala, fotografías aéreas e traballo de campo. O traballo de morfometría desta conca foi realizado en 1990, con motivo dunha memoria de licenciatura polo autor.

10.5. A REDE FLUVIAL GALEGA

10.5.1. Agrupacións fluviais

Neste traballo, por cuestións puramente xeográficas, establécense as seguintes agrupacións fluviais:

a) Vertente Cantábrica: Abarca a conca do Navia, aínda que parte dela sexa asturiana, e desde o río Eo até o río Mera inclusive. A superficie total é de 5.049,32 Km², dos que 2.572,23 Km² corresponden ao Navia.

b) Vertente do Golfo Ártabro: Abarca a zona hidrográfica comprendida entre a conca do Mera (excluída) e a conca do río Anllóns excluída. A superficie total é de 2.729,9 Km².

c) Vertente da Costa da Morte: Comprende o espazo abarcado desde a conca do río Anllóns, inclusive, até a conca do río Tambre, exclusive. A superficie desta vertente é de 1.961,35 Km².

d) Vertente das Rías Baixas: Vai desde a conca do Tambre, incluída, até a desembocadura do río Miño. A superficie abarcada é de 6.384,88 Km².

e) Conca do Miño-Sil: Comprende o espazo abarcado pola rede fluvial do Miño-Sil, incluíndo a zona portuguesa do tramo final da conca. A superficie total é de 17.043,25 Km².

f) Conca do río Limia: Na parte galega comprende unha superficie de 1.303,43 Km².

g) Vertente do Douro: Abarca varias concas do sur de Ourense. A súa superficie é de aproximadamente 1.134,4 Km².

As correntes fluviais, segundo as veces que conflúen noutras da mesma categoría van configurando unha orde superior, ata acadar un valor máximo, que corresponde ao río principal... Os ríos de maior rango xerárquico son o Miño, de orde 6, e o Eume, Tambre e Ulla de orde 5



Na figura 10.2 están sinaladas as referidas vertentes, que exceden o ámbito territorial galego en varios miles de quilómetros cadrados. A superficie total aquí considerada é de 36.056,5 Km², fronte aos 29.500 Km² da Galiza autonómica.

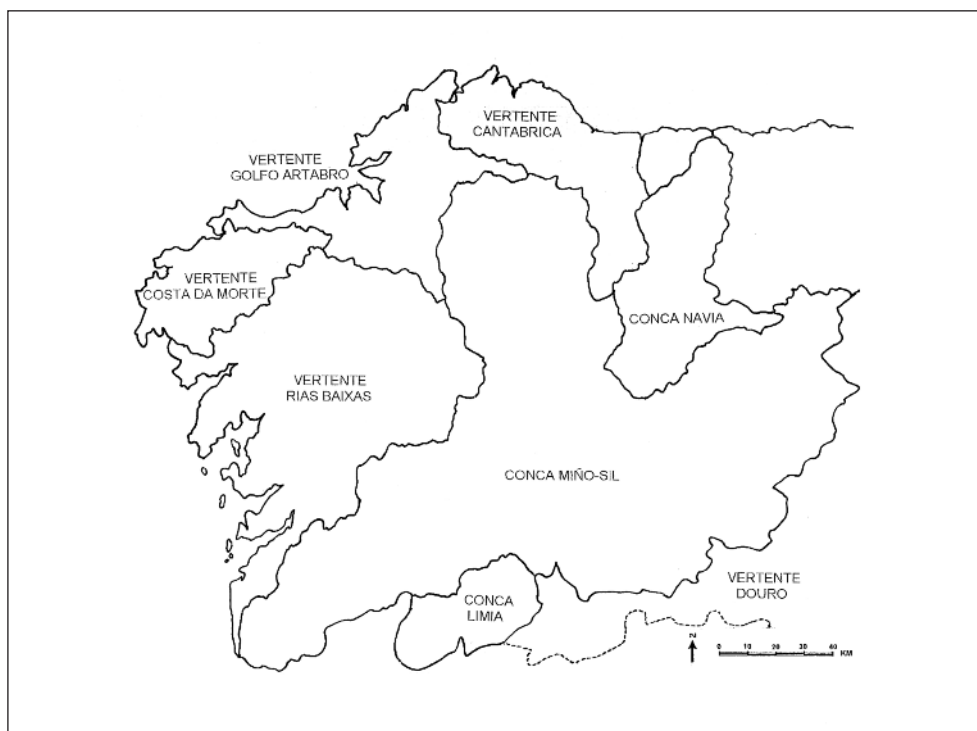


Figura 10.2. Vertentes ou agrupacións fluviais galegas ou das que forman parte ríos galegos

Os materiais xeolóxicos de Galiza, o relevo e a súa tectónica, condicionan dun xeito determinante o trazado das redes fluviais existentes. O relevo, constituído basicamente por dous grandes cordais montañosos de dirección Norte-Sur, a Dorsal Galega polo centro, e as Serras Orientais polo Este, unidas ao Norte da Terra Chalegusa polas Serras Setentrionais, establece a demarcación das conca fluviais. O río Miño é o que drena o interior dese gran arco formado pola Dorsal, as serras Setentrionais e as Serras Orientais. O río Sil, a través de Valdeorras secciona as Serras Orientais e drena a depresión do Bierzo, que pertence xeomorfoloxicamente á Meseta.

A tectónica, ao estar constituída Galiza, na súa maior parte, por rochas plutónicas e metamórficas fendidas por diversas familias de fracturas, determina o trazado de numerosos cursos fluviais, afectando tanto a pequenos ríos como ás grandes arterias da nosa comunidade. Observando o mapa de lineamentos, figura 10.3, obtido mediante a análise de imaxes multispectrais de satélite, pódense apreciar varias familias de fracturas de orixe tardihercínica:

As fracturas N-S delimitan tramos da costa galega, seguen o trazado de Depresión Meridiana e coinciden en dirección coa Dorsal Galega, as foxas terciarias da Galiza Oriental e as Serras do Este galego.

As fracturas NNE-SSO coinciden con varias fontes termiais do SE galego e co trazado dalgúns ríos desta zona, como é o caso do Limia.

As fracturas de dirección NE-SO son as responsábeis da formación das Rías Baixas. Afectan aos ríos Tambre, Ulla, Lézor e Oitavén-Verdugo.

Entre as fracturas de dirección O-E máis importantes aparece a da Depresión do

O relevo galego inflúe na delimitación das conca, a tectónica determina o trazado de moitos ríos mentres que a litoloxía, como factor da erosión diferencial, resulta menos determinante



Bierzo, aproveitada polo río Sil para atravesar as Serras Orientais de Galiza.

As fracturas de dirección ONO-ESE marcan varios sucros sedimentarios no NO de Galiza, como sucede en Meirama-Xanceda. Afectan a varios ríos do Golfo Ártabro.

O relevo galego inflúe na delimitación das concas, a tectónica determina o trazado de moitos ríos mentres que a litoloxía, como factor da erosión diferencial, resulta menos determinante.

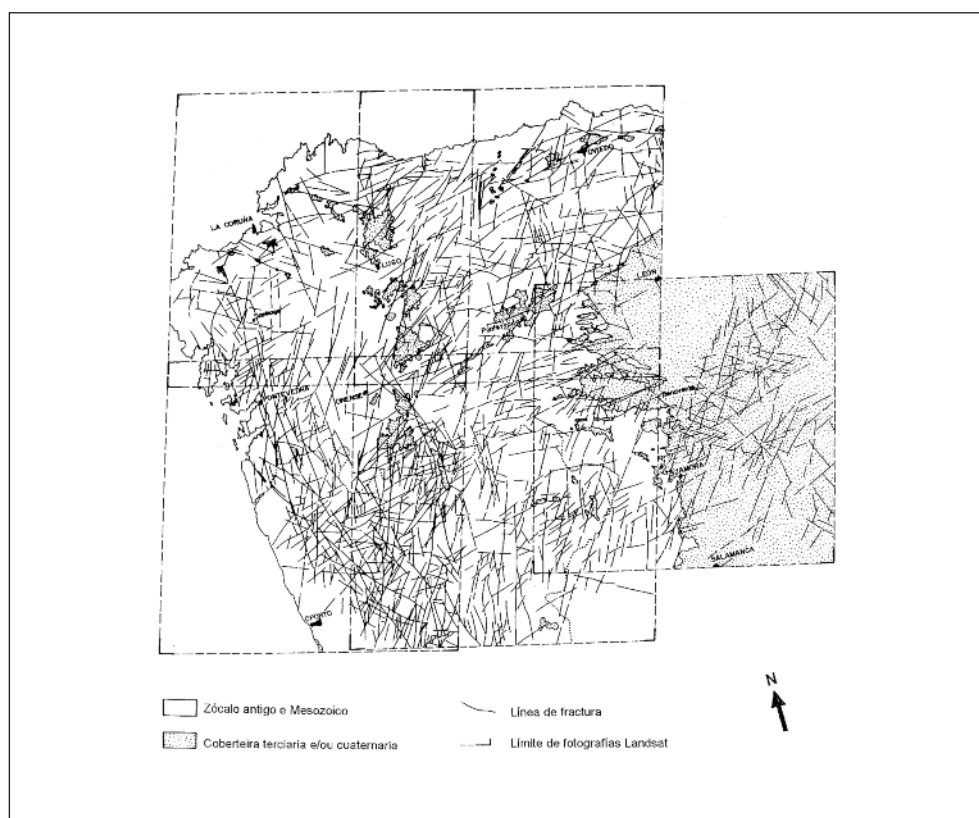


Figura 10.3. Mapa de lineamentos no que se aprecian varias familias de fracturas de orixe tardihercínica

A subdivisión de Galiza nas vertentes hidrográficas propostas (táboa 10.1) adáptase con bastante exactitude a estes condicionantes de carácter físico-xeográfico. A clasificación pode parecer excesiva en número, pero non debemos tampouco esquecer os da forma que ten a costa galega, cortada en chafrán polo NO, o espazo correspondente ao Golfo Artabro.

10.5.2. Xerarquización das redes fluviais

Na táboa 10.1 móstranse os ríos principais do espazo hidrográfico do Noroeste peninsular, que coincide basicamente con Galiza. Estabeleceuse a xerarquización das redes marcadas no mapa 1/250.000 (Galiza) do IGN, representadas na figura 10.1.

O sistema de xerarquización seguido é o proposto por Horton-Strahler no que se consideran canles de primeira orde as de punta de rede, as que non reciben achegas doutras canles. Cando conflúen dúas canles de primeira orde dan lugar a un segmento de canle de segunda orde, que non modifica a súa xerarquía até confluír con

Táboa 10.1. Xerarquización das redes fluviais galegas

Río	ORDE						Superficie (Km ₂)	Fu ₁	RELACIÓNS DE BIFURCACIÓN (Rb)						
	1	2	3	4	5	6			1/2	2/3	3/4	4/5	5/6	Media	
Vertente Cantábrica															
Navia	88	20	3	1			2572,23	34,2	4,4	6,67	3			4,69	
Eo	61	16	4	1			818,58	74,5	3,81	4	4			3,94	
Masma	17	4	1				291,10	58,4	4,25	4				4,13	
Ouro	15	4	1				187,82	79,9	3,75	4				3,88	
Landro	12	4	1				267,65	44,8	3	4				3,50	
Sor	21	6	1				188,71	111,3	3,5	6				4,75	
Mera	15	5	1				120,12	124,9	3	5				4,00	
Outros	25	4	1				603,11	41,5	6,25	4					
TOTAL	254	63	13	2			5049,32	50,3	4,00	4,71	3,50			4,07	
Vertente Gº Ártabro															
Grande de Xubia	27	8	1				246,98	109,3	3,38	8				5,69	
Eume	51	16	5	2	1		470,31	108,4	3,19	3,2	2,5	2		2,72	
Lambre	15	4	1				86,40	173,6	3,75	4				3,88	
Mandeo	70	18	3	1			448,42	156,1	3,89	6	3			4,30	
Mero	39	11	2	1			345,60	112,8	3,55	5,5	2			3,68	
Outros	73	21	2				1132,19	64,5	3,48	10,5					
TOTAL	275	78	14	4	1		2729,90	100,7	3,54	6,20	2,50	2,00		3,56	
Costa da Morte															
Anllóns	53	14	3	1			518,46	102,2	3,79	4,67	3			3,82	
Grande	20	5	1				251,06	79,7	4	5				4,50	
Castro	10	3	1				140,34	71,3	3,33	3				3,17	
Xallas	49	12	2	1			502,77	97,5	4,08	6	2			4,03	
Outros	31	7					548,72	56,5	4,43						
TOTAL	163	41	7	2			1961,35	83,1	3,93	4,67	2,5			3,70	
Rías Baixas															
Tambre	168	43	10	3	1		1530,73	109,8	3,91	4,3	3,33	3		3,64	
Ulla	325	87	17	5	1		2763,83	117,6	3,74	5,12	3,4	5		4,31	
Umia	69	16	2	1			404,29	170,7	4,31	8	2			4,77	
Lérez	53	15	4	1			408,48	129,7	3,53	3,75	4			3,76	
Oitavén	39	9	3	1			330,73	117,9	4,33	3	3			3,44	
Outros	102	24	3				1396,82	73,0	4,25	8					
TOTAL	756	194	39	11	2		6834,88	110,6	4,01	5,36	3,15	4		4,01	
Miño até Peares	376	98	24	5	1		4579,88	81,9	3,84	4,08	4,8	5		4,43	
Sil	376	84	21	6	2	1	7982,60	47,1	4,48	4	3,5	3	2	3,40	
Resto Miño	308	77	17	2			4480,77	68,7	4	4,53	8,5				
Miño (Completo)	1060	259	62	13	3	1	17043,25	62,1	4,09	4,18	4,77	4,33	3	4,07	
Limia	75	19	5	1			1303,43	57,5	3,95	3,8	5			4,25	
Afluentes do Douro															
Támega	45	12	4	1					3,75	3	4			3,58	
Outros	38	12	3	1					3,17	4	3				
TOTAL	83	24	7	2			1134,40	73,2	3,46	3,5	3,5			3,49	
TOTAL GALIZA	2665	678	147	33	6		36056,53	73,9	3,85	4,63	3,63	3,11	3,00	3,65	

Os datos da superficie das concas proceden das medicións realizadas polo C.E.H. (1965)

Na columna correspondente a cada orde, está anotado o número (Nu) de canles contabilizadas.

Fu₁ = Número de correntes de primeira orde por cada 1000 km² (ou ‰)

Por termo medio, á conca do Arnego correspóndenlle 4,66 correntes de primeira orde (permanentes e non permanentes) por quilómetro cadrado. Unha extrapolación simple indica que estamos diante dun elevado valor de correntes de primeira orde, é dicir, 137.614 ríos en toda a nosa Comunidade

outro de segunda orde. Esta sucesión continúa até chegar á orde máis alta, que debe coincidir co río principal da conca. Finalmente faise o recuento de tódolos segmentos de canle de cada orde e obtense a xerarquización da rede.

No caso das redes aquí analizadas, pode observarse que os ríos de maior rango xerárquico son o Miño, de orde 6, e o Eume, Tambre e Ulla de orde 5. María Sala, con datos do C.E.H., obtivo xerarquizacións de orde 5 para o Miño, e de orde 3 para os ríos Tambre e Ulla (Sala Sanjaume, 1989). Na táboa 10.1 están detallados estes valores, que non creo conveniente describir aquí, por razóns obvias.



O número de cursos fluviais de primeira depende moi directamente do tamaño das concas fluviais, porque resulta lóxico que nun medio como o galego, a un elevado número de canles lles corresponda unha conca cun rango xerárquico alto. Porén, para relativizar o concepto e establecer diferenciacións, é preciso calcular o número de canles que hai por quilómetro cadrado. Este valor denomínase “densidade de cursos” (Fu) e obtense a partires da seguinte fórmula:

$$Fu = \left(\frac{Nu}{A} \right) * 1000$$

Nu= Número total de cursos de orde u.

A= Superficie da conca en km²

Algunhas correccións rebaixarían a cifra anterior aos 117.340 ríos en Galiza. En calquera caso, o número de ríos sempre supera a cifra dos 100.000

Estes valores tamén se recollen na táboa 10.1. No conxunto das redes hidrográficas do NO peninsular, neste caso Galiza, o valor medio é de 73,9 leitos de primeira orde por cada mil quilómetros cadrados (ou ‰). Presentan valores superiores á media a vertente das Rías Baixas (110,6‰), a vertente do Golfo Ártabro (100,7‰) e a vertente da Costa da Morte (83,1‰). Téñase en conta que o número de canles de primeira orde indican os o número de correntes fluviais, neste caso as representadas no mapa estudado.

A relación de bifurcación (Rb) indica a proporción existente entre o número de segmentos de canle dunha orde dada respecto dos de orde inmediato superior.

$$Rb = \frac{Nu}{Nu + 1}$$

Nu= Número total de cursos de orde u.

Nu+1= Número de cursos de orde inmediato superior

As variacións observadas entre as diferentes relacións de bifurcación dependen, moitas veces, de causas fortuítas; pero a media de conxunto acada un valor de 3,65. O río Miño, entre os de orde superior, é o que ten unha Rb máis elevada e constante; mentres que no Ulla e no Tambre presenta maior irregularidade. Na táboa 10.1 recóllense os valores das diferentes relacións de bifurcación nas redes fluviais de Galiza, obtidas polo procedemento anteriormente descrito.

10.5.3. A rede fluvial do río Arnego como exemplo paradigmático

A conca do Arnego foi obxecto dun estudo morfométrico en 1990 e, con algúns dos parámetros daquela analizados (táboa 10.2), preténdese determinar mediante o método indutivo o número de ríos que pode haber en Galiza.

A táboa 10.2 recolle os valores dalgúns parámetros morfométricos da conca do Arnego obtidos tras a análise do mapa fluvial a escala 1/250.000 e os elaborados dunha forma exhaustiva en 1990, segundo se indicou no apartado de metodoloxía deste artigo. Na rede completa figuran todas as correntes de primeira orde detectábeis, mentres que na rede permanente figuran as correntes polas que circula auga de xeito regular e constante. Entre a rede completa e a permanente hai unha redución a



Táboa 10.2. Parámetros morfométricos para a conca do río Arnego (superficie da conca: 373 Km²)			
	ESCALA 1/250.000	REDE COMPLETA	REDE PERMANENTE
Nu			
Orde 1	58	1740	458
Orde 2	19	418	107
Orde 3	3	91	22
Orde 4	1	21	4
Orde 5		5	1
Orde 6		1	
Rb			
1-2	3,05	4,16	4,27
2-3	6,33	4,59	4,86
3-4	3,00	4,33	5,50
4-5		4,20	4,00
5-6		5,00	
Media	4,13	4,45	4,65
Fu ₁	155,5	4664,8	1227,8
Nu: Número de cursos fluviais dunha orde dada Rb: Relación de bifurcación (cociente Nu/Nu+1) Fu ₁ : Frecuencia de correntes de primeira orde, expresada en ‰ ou número de correntes por cada 1000 km ² .			

un 26,3% en correntes de primeira orde.

10.5.4. Extensión dos resultados do Arnego ao conxunto de Galiza

As premisas desta indución, son o número de canles de primeira orde observados no mapa 1/250.000 e os contabilizados dun xeito exhaustivo na conca do Arnego. Coñecido o número de cursos de primeira orde nunha conca e a súa superficie pódese, grosso modo, establecer unha proporción directa entre a frecuencia coñecida e a descoñecida. Por termo medio, a cada quilómetro cadrado da conca do Arnego correspóndenlle 4,66 correntes de primeira orde. Tendo Galiza 29.500 Km², e supoñendo que esa constante estivera repartida dun xeito similar, estaríamos diante dun elevado valor de correntes de primeira orde, 137.614 ríos en toda a nosa Comunidade.

A superficie que aparece na táboa 10.1, 36.056,5 Km², inclúe as áreas extracomunitarias: das concas do Navia, Sil e o Miño portugués, excedendo amplamente a extensión de Galiza. Para toda esta área, o número de correntes sería maior, aproximadamente 168.200.

O relevo da conca do Arnego non é moi diferente ao da maioría das concas galegas do seu rango. En teoría, considéranse concas de rango similar á do Arnego as que teñen unha superficie equivalente, comprendida entre 265 Km² e 470 Km². Estas concas aparecen na táboa 10.3, onde están representados os parámetros morfométricos aquí considerados.

A conca do Eume é a que acada un maior rango xerárquico a conta de reducir a súa relación de bifurcación media (); porén, o río Arnego presenta unha densidade de correntes de primeira orde (Fu₁) moi elevada, 155,5‰. Tan só teñen un valor superior o Umia e o Mandeo, en oposición a valores moi inferiores de Fu₁ doutros cursos fluviais. A media das redes de concas equiparábeis ao Arnego é de 102,1‰.. Isto mesmo tamén se observa (ver táboa 10.1) con respecto ao conxunto de ríos galegos analizados neste traballo. Neste caso, o Arnego ocupa a cuarta posición, superado polo Lambre, Umia e Mandeo. A media de conxunto é 73,9‰.

O elevado valor da Fu₁ no río Arnego débese máis á interpretación cartográfica

Considerando a "rede permanente", Galiza tería entre 36.222 e 30.886 ríos, o que converte a este país nun caso hidrolóxico excepcional



Táboa 10.3. Parámetros morfolóxicos para as conca galegas de rango similar á do río Arnego

Río	Orde					Relacións Bifurcación				Rb media	Superf Km ²	Fu ₁	Lonxít Km
	1	2	3	4	5	1/2	2/3	3/4	4/5				
Masma	17	4	1			4,25	4			4,13	291,0	58,42	48,5
Landro	12	4	1			3	4			3,50	267,6	44,84	33,5
Eume	51	16	5	2	1	3,19	3,2	2,5	2	2,72	470,3	108,44	84,0
Mandeco	70	18	3	1		3,89	6	3		4,30	448,4	156,11	57,0
Mero	39	11	2	1		3,55	5,5	2		3,68	345,6	112,85	45,4
Lengüelle	32	11	3	1		2,91	3,67	3		3,19	323,0	99,07	35,0
Arnego	58	19	3	1		3,05	6,33	3		4,13	373,0	155,50	53,0
Sar	26	6	2	1		4,33	3	2		3,11	267,4	97,23	42,4
Umia	69	16	2	1		4,31	8	2		4,77	404,3	170,67	63,8
Lérez	53	15	4	1		3,53	3,75	4		3,76	408,5	129,74	59,5
Verdugo	39	9	3	1		4,33	3	3		3,44	330,7	117,93	39,4
Parga	32	9	3	1		3,56	3	3		3,19	331,0	96,68	29,5
Sarria	27	8	2	1		3,38	4	2		3,13	308,5	87,52	44,5
Ferreira	38	9	1			4,22	9			6,61	265,5	143,13	42,5
Tremor	11	3	1			3,67	3			3,33	264,3	41,62	30,0
Camba	14	4	1			3,5	4			3,75	272,1	51,45	58,6
Xares	18	4	1			4,5	4			4,25	329,1	54,69	48,2
Lor	36	8	2	1		4,5	4	2		3,50	370,1	97,27	50,0
Tea	48	13	3	1		3,69	4,33	3		3,68	411,1	116,76	48,0
TOTAL	690	187	43	14	1	3,76	4,5	2,7	2	3,23	6482	102,10	48,0

Fu₁: Frecuencia de correntes de primeira orde expresada en ‰ (nº de correntes por 1000 km²)

que á propia realidade empírica. Así, na antiga folla nº 122 (Agolada) do Mapa Topográfico Nacional (MTN) á escala 1/50.000, publicada polo IGN en 1953 (1ª edición), aparecía unha detalladísima rede de drenaxe inusual no resto das follas. Cando se facían corresponder as follas contiguas podía observarse a disparidade existente. Porén, esta circunstancia non sempre se tivo en conta, porque no mapa do Servizo Xeográfico do Exército (SGE), á escala 1/100.000, a rede do Arnego cartografada recolle 66 correntes de primeira orde e o seu rango xerárquico é igual có correspondente ao mapa 1/250.000 do IGN. Aquí o factor escala non resulta tan determinante como era de esperar.

Para evitar esta distorsión débense empregar os valores medios da Fu₁, tanto no caso de concas de ámbito hidrolóxico de Galiza (táboa 10.1) como nas concas do mesmo rango que o Arnego (táboa 10.3). Considerando que na rede completa do Arnego están localizadas 1.740 correntes de primeira orde, e tomando o valor medio da Fu₁ galega, nesta área hidrográfica pode haber 168.223 correntes fluviais, que reducidas á superficie de Galiza (29.500 Km²) serían 137.635 ríos.

Tomando o valor medio da Fu₁ das concas semellantes ao Arnego (102,1‰), a media de Galiza debería ser, no caso da escala 1/250.000, de 3.139 correntes de primeira orde, un valor superior ao que se obtivo (2.665 cursos de primeira orde). Polo tanto, e co valor real do Arnego, en Galiza poderían existir 117.340 ríos. Este valor é netamente inferior aos anteriores, por estar influenciado por unha maior densidade de correntes do Arnego reflectidas no mapa 1/250.000 de Galiza. En calquera caso, e pese a esta irregularidade que se pode considerar excepcional, en Galiza o número de ríos sempre supera a cifra dos 100.000.

Considerando a “rede permanente” do Arnego, os valores que se obteñen para Galiza estarían comprendidos entre 36.222 e 30.886 ríos, o que converte a este país nun caso hidrolóxico excepcional.

10.6. CONCLUSIÓNS

A discusión acerca do número de ríos que hai en Galiza, que metaforicamente evocou o escritor Álvaro Cunqueiro baixo a sentenza do “país dos dez mil ríos”, pode converterse nunha realidade empírica, cando se realice un reconto hidrográfico exhaustivo da nosa rede fluvial. Daquela o número de ríos debe superar amplamente a cifra dos cen mil, porque todos os indicios analizados apuntan nesa dirección.

A utilización de cartografías detalladas pode acercarnos a esa realidade, pero tamén será necesaria a habilidade dos xeógrafos para trazar “redes completas”, porque os ríos representados nos mellores mapas distan bastante de aproximarse ás formas de relevo capaces de materializar o escoamento en correntes fluviais de carácter permanente ou estacionario.

Se Galiza é un país con máis de cen mil ríos, tamén terá máis de cen mil vales, valiñas e valgadas, que compartimentan o noso territorio dun xeito extraordinario. Esta profusión de vales marca a nosa xeografía, a nosa paisaxe, e crea miles de ambientes diferentes, nos que aparece unha biodiversidade diferenciada e múltiples formas de adaptacións culturais. Un país con numerosos ríos, tamén é un país con innumerábeis bosques ou bosques potenciais, e con recursos importantes.

En definitiva, os ríos son un elemento integrador e ao mesmo tempo diferenciador, por estaren integrados en sistemas fluviais que traducen as formas do relevo e da tectónica. Porén, en Galiza os ríos non recibiron un trato acorde coa súa importancia.

Bibliografía

- Arenillas Parra, M. e Saen con contaminación intermedia con contaminación intermedia Z RIDRUEJO, C. (1987): Los ríos. Guía Física de España, 3. Alianza Editorial
- Atlas de España (1992). El País-Aguilar. Tomo I
- Centro de Estudios Hidrográficos (1965): Datos físicos de las corrientes clasificadas por el C.E.H. Publicación nº 38. Capítulo I: Confederación Hidrográfica del Norte
- Díaz-Fierros, F. e outros (1993): As concas fluviais de Galiza. Características e riscos de contaminación difusa. Universidade de Santiago de Compostela
- Instituto Geográfico Nacional (1981): Mapa de “Galiza” a escala 1/250.000
- Otero Pedrayo, R. (1977): Os ríos galegos. Edicións do Castro. Vigo
- Pérez Alberti, A. (1985): Un exemplo de estudio integral do medio: a cunca do río Miño. Sociedade Galega de Xeografía. I Caderno de Xeografía. Edic. do Castro
- Presas García, A. (1990): Estudio experimental de una cuenca fluvial en su aplicación a la red hidrográfica del río Arnego (cuenca del Ulla. Galiza). Memoria de Licenciatura. Facultade de Xeografía, Univ. de Santiago.
- Presas García, A. (1991): Estudio empírico da conca de drenaxe do río Arnego. Premio de Investigación Científica de Deputación de Pontevedra
- Martínez-Conde. R. (1982): La transición morfoclimática en la cuenca del Ulla. Universidade de Santiago de Compostela
- Sala Sanjaume, M^a. (1989): Las aguas continentales. Capítulo VII, en “Territorio y Sociedad en España I (Geografía Física)” coordinada por Bielza de Ory, Vicente. Ed. Taurus. Páxs: 257-296

Se Galiza é un país con máis de cen mil ríos, tamén terá máis de cen mil vales, valiñas e valgadas, que compartimentan o noso territorio dun xeito extraordinario

