

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	≤9,3
Bastante limpo	3	0,67	0,35	15	30	≤8,6
Dubidoso	5	2,5	0,6	21	50	≤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 voláteis (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.

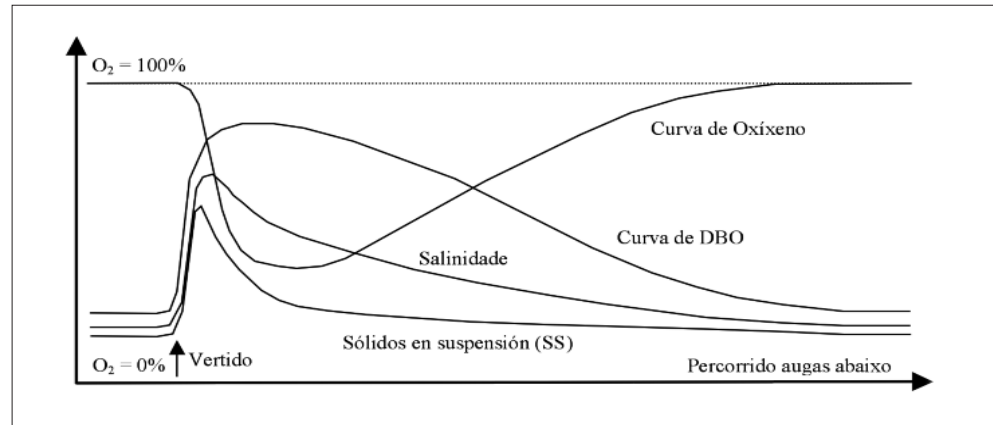


Figura 8.1. Evolución de diferentes parámetros tras un vertido orgánico nun río

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 eutrofia 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 cancerixenos. 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 trialometanos 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, incluíndo 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).

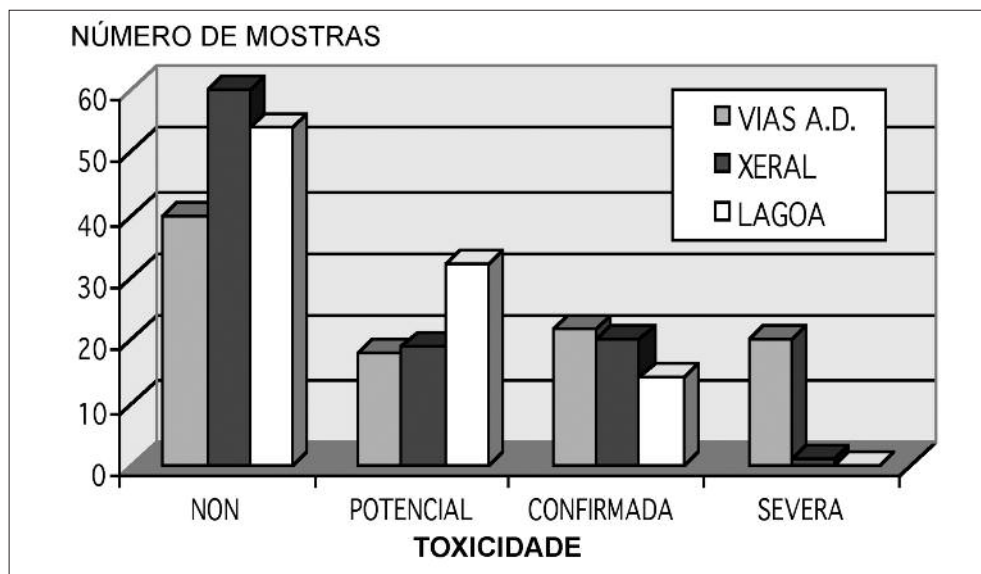


Figura 8.2. Distribución porcentual das mostras procedentes de diferentes áreas urbanas en función do nivel de toxicidade.

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 dárselle 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-alcali. 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 ciprínícolas (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 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 substancias perigosas na auga. Clasifica as substancias perigosas en dúas grandes categorías. A primeira, chamada lista negra ou lista I, comprende as substancias 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,
- substancias 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 substancias 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 substancias da lista negra, de forma que as cantidades vertidas deben ser tais que non teñan ningún efecto negativo, e reducir a contaminación causada polas substancias da lista gris, neste caso a través de programas de redución, con prazos de execución.

A lista negra alcanzou máis de 129 substancias. 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 substancias 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 substancias prioritarias das augas europeas. En xuño de 2001 acordouse a primeira lista de substancias perigosas (táboa 8.6), que contén 33 substancias ou grupos de substancias, das que 11 xa foran identificadas como perigosas, mentres que outras 14 deberían ser catalogadas nos anos seguintes. Moitas desas outras 14 substancias xa teñen sido identificadas como perigosas pola Convención para a Protección do Medio Ambiente Mariño do Atlántico Norte-Este (OSPAR). As restantes 8 substancias 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
Nonilfenois (4-(para)-nonilfenol)	Chumbo e os seus compostos
Pentaclorobenceno	Naftaleno
Hidrocarburos poliaromáticos	Octilfenois (para-tert-octilfenol)
Catión tributilestaño	Pentaclorofenol
	Simazine
	Triclorobencenos (1,2,4-Triclorobenceno)
	Trifluralin
	Alachlor
	Benceno
	Clorfenvinfos
	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 vertiginosamente 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 sobredimensionadas 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 exixencias 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): <ul style="list-style-type: none"> • 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 Sorga • Río Louro 	Inferior a A3 e sen peixes (inamisíbel): <ul style="list-style-type: none"> • Sil desde Vilaseca de Laciána 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 Miñotel • 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 Bário
A3 e ciprínidos (calidade mínima): <ul style="list-style-type: none"> • Sil desde o encoro de Santiago ao río Bibeí • Río Cúa desde o río Ancares até Quilós • Río Boeza desde Bembibre • Arnoia desde o río Sorga ao Tuño 	A3 e ciprínidos (calidade mínima): <ul style="list-style-type: none"> • Sil entre o encoro das Rozas e Bércena • 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 Miñotel 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 Bário
A2 e ciprínidos ou superior <ul style="list-style-type: none"> • Resto dos ríos 	A2 e ciprínidos ou superior <ul style="list-style-type: none"> • Resto dos ríos

No 78% das mostras de auga de Galiza-Costa supéranse 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 incumprírense 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 dispónse 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 gandería. 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 cumprían 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 Lonía 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 fisicoquímicas 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 Fierros, 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 endrocrina. *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.